

LUONNONARVOKAUPAN EKOLOGINEN TEHOKKUUS SATAKUNNAN METSIEN MONIMUOTOISUUDEN SUOJELUSSA

Tanja Hämäläinen
Ympäristönsuojelutieteen pro gradu –työ
Bio- ja ympäristötieteiden laitos
Helsingin yliopisto
Huhtikuu 2006

Tiedekunta/Osasto Fakultet/Sektion – Faculty		Laitos Institution – Department	
Biotieteellinen tiedekunta		Bio- ja ympäristötieteiden laitos	
TekijäFörfattare – Author			
Tanja Hämäläinen			
Työn nimi Arbetets titel – Title			
Luonnonarvokaupan ekologinen tehokkuus Satakunnan metsien monimuotoisuuden suojelussa			
Oppiaine Läroämne – Subject			
Ympäristönsuojelutiede			
Työn laji Arbetets art – Level	Aika Datum – Month and year	Sivumäärä Sidoantal – Number of pages	
Pro gradu	Huhtikuu 2006	71 sivua + 4 liitettä	
Tiivistelmä Referat – Abstract			
<p>Tutkimuksen tavoitteena on selvittää kokeiltavana olevan metsien suojelukeinon, luonnonarvokaupan, ekologista toimivuutta metsien suojelussa. Luonnonarvokaupassa mukana olevien metsien monimuotoisuutta verrattiin kolmeen muuhun metsäkategoriaan. Ne sisälsivät metsiä, joita ei oltu hyväksytty suojeluun vähäisten luontoarvojen vuoksi tai joiden osalta suojeluneuvottelut eivät olleet tuottaneet tulosta sekä potentiaalisesti arvokkaita metsiä. Tutkimus kohdistettiin runsaslahopuustoiisiin kangasmetsiin, joiden monimuotoisuutta arvioitiin epifyyttijäkälien sekä monivuotisten ja ylivuotisena tunnistettavien kääpien lajiston sekä lahopuun määrän ja laadun avulla. Lajistossa oli sekä vanhojen metsien indikaattorilajeja että yleisempiä lajeja. Lahopuusto ja lajisto kartoitettiin systemaattisella linjaotannalla yhteensä 200 hehtaarilta eri puolilta Satakuntaa.</p> <p>Kategorioiden välisiä eroja lajiston ja lahopuuston määrässä ja laadussa testattiin parametrisellä, yksisuuntaisella varianssianalyysillä sekä Kruskal-Wallisin yksisuuntaisella, ei-parametrisellä varianssianalyysillä. Lajiston koostumusta analysoitiin Renkosen samanlaisuusindeksillä ja lajirunsautta rarefaktiolla.</p> <p>Kokonaisuutena tarkastellen luonnonarvokauppaan tarjotuista metsistä monimuotoisimmat on valittu suojeluun. Kääpä- ja epifyyttijäkälälajien ja -havaintojen kokonaismäärä sekä vanhojen metsien indikaattorilajien ja uhanalaisten ja silmälläpidettävien lajien määrä oli suurempi luonnonarvokaupassa mukana olevissa metsissä kuin muissa suojeluun tarjotuissa metsissä. Luonnonarvokauppametsissä myös lahopuuta oli enemmän ja sen laatu oli monipuolisempaa. Erityisesti vaateliaammalle vanhojen metsien lajistolle tärkeää järeää ja pitkälle maatunutta lahopuuta sekä eläviä järeitä lehtipuita löytyi myös enemmän luonnonarvokauppametsistä. Kaikkien kategorioiden sisäinen hajonta oli kuitenkin hyvin suurta, ja joillakin yksittäisillä koealoilla lajiston ja puuston monimuotoisuus oli suurempaa luonnonarvokaupan ulkopuolelle jääneillä kohteilla.</p> <p>Tutkittujen metsien osalta kaikki Satakunnan monimuotoisimmat metsät eivät ole tulleet tarjotuksi luonnonarvokauppaan. Potentiaalisesti arvokkaissa metsissä oli luonnonarvokauppametsiin verrattuna keskimäärin enemmän lahopuuta sekä kääpähavaintoja.</p> <p>Luonnonarvokaupassa on mukana eri elinympäristötyyppejä, joista tässä tutkittiin vain kangasmetsiä. Muiden elinympäristötyyppien sekä muiden lajiryhmien monimuotoisuutta tutkimalla olisi hyvä syventää käsitystä luonnonarvokaupan ekologisesta tehokkuudesta.</p>			
Avainsanat – Nyckelord – Keywords			
Biodiversiteetti, luonnonsuojelu, lahopuu, käävät, epifyyttijäkälät			
Säilytyspaikka – Förvaringställe – Where deposited			
Bio- ja ympäristötieteiden laitos ja Viikin tiedekirjasto			
Muita tietoja – Övriga uppgifter – Additional information			

KIITOKSET

Tutkimukseni on osa Oulun yliopiston Biologian laitoksen tutkimushanketta Kustannustehokas metsien suojelu Etelä-Suomessa ja liittyy Helsingin yliopiston Bio- ja ympäristötieteiden laitoksen tutkimushankkeeseen Vaihtoehtoja Etelä-Suomen yksityismetsien suojelun järjestämiseksi. Suuri kiitos professori Pekka Kaupille ja professori Mikko Mönkköselle mahdollisuudesta tehdä pro gradu –työ osana näitä tutkimushankkeita. Marjatta ja Eino Kollin säätiölle kuuluu kiitos taloudellisesta tuesta tutkimukselleni. Tahdon kiittää erityisesti professori Mikko Mönkköstä ja FT Anna-Liisa Sippolaa heidän kallisarvoisesta avustaan, ohjauksestaan ja tuestaan. Myös ohjaajani FT Päivi Tikka ja FT Sirkku Manninen Helsingin yliopistosta ansaitsevat suuren kiitoksen. Helsingin yliopiston luonnontieteelliselle keskusmuseolle olen kiitollinen työvälineiden ja -tilan järjestämisestä näytteiden määrittystä varten. Helsingin yliopiston kasvimuseon henkilökuntaa, erityisesti Kimmo Jääskeläistä, Juha Kinnusta, Otto Miettistä, Tuomo Niemelää ja Laura Kivistöä, kiitan lämpimästi korvaamattomasta avusta näytteiden määrittämisessä. Jenni Hottolalle ja Kimmo Jääskeläiselle kiitos työni kommentoinnista ja Leena Gustafssonille kiitos avusta ja yhteistyöstä. Erityinen kiitos ystävälleni Rita Nisulalle, jonka kanssa koimme monia ikimuistoisia hetkiä niin maastossa kuin Holvissakin. Lopuksi kiitos Juhalle kärsivällisyydestä ja uskomisesta vaikeinakin hetkinä.

Helsingissä huhtikuussa 2006

Tanja Hämäläinen

SISÄLLYSLUETTELO

1. JOHDANTO	1
1.1 Metsien suojelun lähtökohdat ja lajien uhanalaisuus	1
1.2 Pääasialliset lakisäätteiset metsien suojelukeinot	2
1.3 Yksityismetsien suojelu ja luonnonarvokauppa	3
1.4 Biologinen monimuotoisuus ja sen indikaattorit	5
1.4.1 Biologinen monimuotoisuus	5
1.4.2 Lahopuun merkitys biologiselle monimuotoisuudelle	6
1.4.3 Käävät biologisen monimuotoisuuden indikaattoreina	8
1.4.4 Jäkälät biologisen monimuotoisuuden indikaattoreina	9
1.5 Tutkimuksen viitekehys ja tavoitteet	11
2. AINEISTO JA MENETELMÄT	13
2.1 Tutkimusalueet	13
2.2 Kenttätyöt	15
2.3 Näytteiden määritys	18
2.4 Aineiston käsittely ja tilastolliset testit	18
3. TULOKSET	22
3.1 Kääpälajisto	22
3.1.1 Kääpälajien ja -havaintojen runsaus	22
3.1.2 Kääpälajiston koostumus	24
3.1.3 Kääpälajiston ja puustomuuttujien yhteys	26
3.2 Epifyyttijäkälälajisto	27
3.2.1 Epifyyttijäkälälajien ja -havaintojen määrä	27
3.2.2 Epifyyttijäkälälajiston koostumus	29
3.2.3 Epifyyttijäkälälajiston ja puustomuuttujien yhteys	32
3.3 Lahopuun määrä ja laatu	32
3.3.1 Lahopuuston kokonaismäärä	32
3.3.2 Lahopuuston laatu	33
3.4 Elävä puusto	37
4. TULOSTEN TARKASTELU	39
4.1 Kääpälajiston monimuotoisuus Lak-kategoriassa	39
4.1.1 Kääpien laji- ja havaintomäärä	39
4.1.2 Kääpälajiston koostumus	40
4.1.2.1 Lajiston samanlaisuus	40
4.1.2.2 Indikaattori- ja uhanalainen kääpälajisto	40
4.1.2.3 Kategorioiden sisäinen vaihtelu	41
4.1.2.4 Satakunnan kääpälajiston runsaus	42

4.2 Epifyyttijäkälälajiston monimuotoisuus Lak-kategoriassa	43
4.2.1 Epifyyttijäkälien laji- ja havaintomäärä	43
4.2.2 Epifyyttijäkälälajiston koostumus	44
4.2.2.1 Lajiston samanlaisuus	44
4.2.2.2 Indikaattori- ja uhanalainen epifyyttijäkälälajisto	44
4.2.2.3 Järeiden lehtipuiden lajisto sekä rupi- ja partamaiset epifyyttijäkälät	46
4.2.2.4 Kategorioiden sisäinen vaihtelu	47
4.2.2.5 Satakunnan epifyyttijäkälälajiston runsaus	47
4.3 Lahopuu	48
4.3.1 Lahopuun määrä	48
4.3.2 Lahopuun laatu	49
4.3.2.1 Lahopuutyypit	49
4.3.2.2 Maatumisastejakaumat	50
4.3.2.3 Lahopuun puulajit	51
4.3.2.4 Lahopuun järeys	51
4.4 Kääpä- ja epifyyttijäkälälajiston ja puustomuuttujien väliset yhteydet	52
4.4.1 Kääpälaajisto	52
4.4.2 Epifyyttijäkälälajisto	53
4.5 Indikaattorilajiston käyttö ja rajoitukset	53
4.6 Käytettyjen tutkimusmenetelmien ja tutkimusasetelman tarkastelua	55
5. JOHTOPÄÄTÖKSET	57
6. KIRJALLISUUS	62
LIITTEET	72

1. JOHDANTO

1.1 Metsien suojelun lähtökohdat ja lajien uhanalaisuus

Ihminen on hyödyntänyt Fennoskandian boreaalisia metsiä eri tavoin jo hyvin kauan, mutta intensiivisintä metsien käyttö on ollut viimeisten 200 vuoden aikana (Uotila ym. 2002). Koko boreaalisen Fennoskandian alueella runsaslahopuustoiset vanhat metsät ovat nykyään suureksi osaksi pirstoutuneet ja käsittävät enää vain pienen osan aiemmasta alastaan (Kouki ym. 2001). Hemi- ja eteläboreaalaisella vyöhykkeellä luonnontilaisen kaltaisia, vanhoja metsiä on alle prosentti, keskiboreaalaisella vyöhykkeellä alle kaksi prosenttia ja pohjoisboreaalaisella vyöhykkeellä 14 % metsämaasta Suomessa (Virkkala ym. 2000). Elinympäristössä tapahtuneet muutokset ovat johtaneet lajiston uhanalaistumiseen ja alueellisiin sukupuuttoihin. Suomessa on 43000 eliölajia ja 1505 lajia on todettu uhanalaisiksi, kun kolmasosa lajistosta on arvioitu. Hävinneitä lajeja on 186. Luonnontilaisten metsien pinta-alan pieneneminen ja pirstoutuminen (Ympäristöministeriö 2000), metsien erilainen käyttö, lahopuun väheneminen ja puuston ikärakenteen muuttuminen ovat suurimmat lajiston uhanalaistumista aiheuttaneet tekijät (Rassi ym. 2001). Metsät ovat tärkein uhanalaisten lajien elinympäristö, sillä 38 % eli 564 lajia on riippuvaisia metsistä. (Rassi ym. 2001.) Vielä useampi uhanalainen laji hyödyntää metsiä tavalla tai toisella. Uhanalaisista käävistä metsissä elää yli 90 % ja uhanalaisista jäkälistä noin kolmasosa. Näistä valtaosa elää vanhoissa kangasmetsissä. Vanhat kangasmetsät ovatkin lehtometsien ohella tärkeimpiä metsätyyppejä Suomen uhanalaiselle lajistolle, sillä kolmasosa koko uhanalaisesta lajistosta elää kangasmetsissä. (Rassi ym. 2001.)

Lajiston uhanalaistumiskehityksen pysäyttämiseksi solmittiin vuonna 1992 kansainvälinen biologista monimuotoisuutta koskeva yleissopimus, jota Suomikin on sitoutunut noudattamaan. EU:n asettaman tavoitteen mukaan luonnon monimuotoisuuden väheneminen tulisi pysäyttää vuoteen 2010 mennessä. Suomen kansallinen biodiversiteettiohjelma laadittiin vuosille 1997-2005 ja tavoitteeksi asetettiin estää elinympäristöjen ja luontaisen lajiston väheneminen ja heikentyminen (Kangas ym. 1998). Ohjelman mukaan biodiversiteetin suojelun edistämisen tulisi olla osa kaikkien yhteiskunnan sektorien toimintaa. Myös Kansallisen metsäohjelma 2010:n yhtenä tavoitteena on ”metsien eliölajien ja elinympäristöjen suotuisan suojelutason¹ saavuttaminen ja ylläpitäminen riittävällä suojelualueiden ja monimuotoisesti käsiteltävien talousmetsien yhdistelmällä” (Maa- ja metsätalousministeriö 1999).

¹ ”Luontotyyppin suojelutaso on suotuista, kun sen luontainen levinneisyys ja kokonaisala riittävät turvaamaan luontotyyppin säilymisen ja sen ekosysteemin rakenteen ja toimivuuden pitkällä aikavälillä sekä luontotyyppille luonteenomaisten eliölajien suojelutaso on suotuista. Eliölajien suojelutaso on suotuista, kun laji pystyy pitkällä aikavälillä säilymään elinvoimaisena luontaisissa elinympäristöissään”. (Luonnonsuojelulaki 1096/1996, 5 §.)

Suomen metsä- ja kitumaasta on suojeltu tai rajoitetussa käytössä kaikkiaan 12,1 %. Tiukasti suojeltuna Suomen metsä- ja kitumaasta on 7,2 % ja metsämaasta 4,1 %. Etelä-Suomen metsämaasta suojelun piirissä on 1,1 %. (Maa- ja metsätalousministeriö 2002.) Vähintään puolet näistä Etelä-Suomen suojelluista metsistä on entisiä talousmetsiä (Rassi ym. 2001, Hildén ym. 2005). Etelä-Suomen ja Pohjanmaan metsien suojelun tarve-työryhmän (ESSU) mukaan nykyisillä suojelualueilla ei pystytä takaamaan hemi-, etelä- ja keskiboreaalisen vyöhykkeellä luontaisesti esiintyvien uhanalaisten tai taantuneiden metsälajien säilymistä (Ympäristöministeriö 2000). Myös Suomen ympäristökeskuksen toteuttaman luonnonsuojelualueverkon edustavuutta tarkastelevan hankekokonaisuuden (SAVA) lopputuloksena oli, että Etelä-Suomen metsien suojelualueiden määrä ja yleensä myös koko on liian pieni varmistamaan lajiston monimuotoisuuden säilymisen pitkällä tähtäimellä (Virkkala ym. 2000). Suomen biodiversiteettiohjelman arvioinnin mukaan metsälajien uhanalaistuminen jatkuu, ellei suojelutoimia tehosteta nykyisestä (Hildén ym. 2005).

Valtioneuvoston asettama Etelä-Suomen metsien suojelutoimikunta laati vuonna 2002 Etelä-Suomen, Oulun läänin länsiosan ja Lounais-Lapin metsien suojelun tavoite-, rahoitus- ja toimintaohjelman. Tämän Etelä-Suomen metsien monimuotoisuusohjelman (METSO) tavoitteena on säilyttää nykyistä paremmin metsien monimuotoisuuden ja uhanalaisen lajiston kannalta tärkeitä metsäisiä luontotyyppisiä ja metsien rakennepiirteitä. METSO sisältää 17 toimintaohjetta metsien suojelun tehostamiseksi. Ne sisältävät myös Suomelle uusia metsien suojelukeinoja, joiden avulla metsiin kohdistuvia erilaisia intressejä pyritään sovittamaan joustavasti yhteen. Yksi uusista suojelukeinoista on luonnonarvokauppa. (Maa- ja metsätalousministeriö & Ympäristöministeriö 2006.)

1.2 Pääasialliset lakisäätöiset metsien suojelukeinot

Metsien suojelu nojaa Suomessa ensisijaisesti luonnonsuojelulakiin (1096/1996) ja metsälakiin (1093/1996), joilla pyritään toteuttamaan EU:n luontotyyppien sekä luonnonvaraisen eläimistön ja kasviston suojelusta annettua luontodirektiiviä (Rassi ym. 2001). Suojelua harjoitetaan perustamalla suojelualueita, rajoittamalla metsien käyttöä ja antamalla taloudellisia kannustimia ekologisemman metsätalouden harjoittamiseen. Suojelualueita voidaan perustaa luonnonsuojelulain nojalla, valtioneuvoston päätöksellä tai valtion virastojen ja laitosten päätöksellä. Luonnonsuojelulain mukaisia suojelualueita ovat kansallispuistot, luonnonpuistot ja muut luonnonsuojelualueet. Muita luonnonsuojelualueita ovat muun muassa valtioneuvoston periaatepäätöksellä perustettuihin suojeluohjelmiin (esimerkiksi vanhojen metsien suojeluohjelma) kuuluvat alueet sekä yksityismaiden suojelualueet. Aiemmin yksityiset suojelualueet perustettiin ainoastaan maanomistajan suostumuksella, mutta uuden luonnonsuojelulain (luonnonsuojelulaki 1096/1996) myötä mahdollistui ilman omistajan

aloitetta toteutettu suojelu. Yksityismaille voidaan perustaa tiukkoja suojelualueita, mutta suurimmalla osalla saa suorittaa jonkinlaisia hoitotoimia. Yksityismaiden suojelualueet voivat olla määräaikaista tai alueita voidaan hankkia pysyvästi valtiolle luonnonsuojelutarkoituksiin kuten valtakunnallisten suojeluohjelmien puitteissa on tehty. (Ympäristöministeriö 1999.) Lisäksi luonnonsuojelulaki velvoittaa erityisesti suojeltavien lajien ja luontodirektiivissä mainittujen lajien esiintymispaikkojen sekä yhdeksän harvinaisen luontotyypin ominaispiirteiden säilyttämiseen. Erityisesti suojeltavat lajit ovat uhanalaisia lajeja. Suojeltavia luontotyyppisiä ovat muun muassa luontaisesti syntyneet jalopuumetsiköt sekä tervaleppäkorvet. (Rassi ym. 2001.)

Natura 2000-suojelualueilla on täydennetty Suomen suojelualueverkostoa. Se sisältää luonnonsuojelulain mukaisia suojelualueita sekä metsälailla säädeltyjä alueita (Ympäristöministeriö 1999). Metsälain mukaan on suojeltava luonnontilaiset tai luonnontilaisen kaltaiset sekä ympäristöstään selkeästi erottuvat erityisen tärkeät elinympäristöt. Erityisen tärkeitä elinympäristöjä ovat muun muassa purojen lähiympäristöt, luontaisesti syntyneet jalopuumetsiköt sekä rehevät lehtolaikut. Näillä alueilla pyritään säilyttämään niiden luontaiset ominaispiirteet ja alueiden käyttöä on rajoitettu sen mukaisesti. (Maa- ja metsätalousministeriö 2004.)

1.3 Yksityismetsien suojelu ja luonnonarvokauppa

Suomen metsämaasta valtaosa, noin 60 % on yksityisten omistuksessa ja Etelä-Suomen metsistä peräti 75 % (Peltola 2005). Valtion omistuksessa on noin neljäsosa ja yhtiöiden, yhteisöjen, kuntien ym. omistuksessa hiukan yli kymmenesosa Suomen metsämaasta (Peltola 2005). Yksityismetsien suojelu on siten keskeisessä osassa metsien monimuotoisuuden säilyttämisen näkökulmasta. Tähän asti metsien suojelu on kohdistunut lähinnä valtion omistuksessa oleviin alueisiin. Yksityismetsien suojelua on harjoitettu pääsääntöisesti perustamalla suojelualueita viranomaispäätöksellä. Tällöin metsänomistajat ovat saaneet menettämistään alueista taloudellisen korvauksen tai vastaavia maa-alueita. Yksityismetsien suojelua on harjoitettu osin myös metsänomistajien vapaaehtoisuuden pohjalta ilman korvauksia. (Tikka ym. 2003.) Viranomaislähtöistä metsiensuojelupolitiikkaa on kritisoitu liian joustamattomaksi ja tehottomaksi (Tikka 2003). Siten on syntynyt tarve uusien suojelukeinojen kehittämiseen ja kokeilemiseen. Horneen ym. (2004) ja Kumelan (2005) tutkimusten mukaan yksityismaiden suojelussa erityisesti suojelun vapaaehtoisuus, määräaikaisuus ja omistusoikeuden pysyvyys ovat metsänomistajille tärkeitä seikkoja.

Luonnonarvokaupan tarkoituksena on edistää metsätaloustaloudessa olevien alueiden biologista monimuotoisuutta silloin, kun suojelulainsäädäntö tai metsän hoitosuosituksukset eivät riitä

monimuotoisuuden suojelemiseen (Ympäristöministeriö 2002). Luonnonarvokaupalla pyritään täydentämään olemassa olevia metsiensuojelukeinoja tarjoamalla metsänomistajalähtöinen vaihtoehto metsien suojelulle. Näin luonnonarvokaupan ja muiden METSO-ohjelmaan sisältyvien uusien suojelukeinojen toivotaan vähentävän metsien suojeluun liittyneitä ristiriitoja (Maa- ja metsätalousministeriö & Ympäristöministeriö 2006).

Luonnonarvokaupan ideaa on hyödynnetty metsien suojelussa jo aiemmin muun muassa USA:ssa ja Itävallassa (Defenders of wildlife 2002, Frank & Müller 2003). Suomessa luonnonarvokauppa käynnistyi ensimmäisen kerran vuonna 2001 Satakunnan luonnonsuojelupiirin, Länsi-Suomen metsänomistajien liiton ja Maataloustuottajien Satakunnan liiton yhteisellä Luonnonarvokaupan kehittämishankkeella Satakunnassa (Satakuntaliitto 2002). Siitä saatujen hyvien kokemusten perusteella luonnonarvokaupan erilliskokeilu alkoi Maa- ja metsätalousministeriön päätöksellä Lounais-Suomen metsäkeskuksen alueella Satakunnassa ja Varsinais-Suomessa vuonna 2003 ja jatkuu vuoteen 2007. Toteuttajina ovat Lounais-Suomen metsäkeskus ja Lounais-Suomen ympäristökeskus.

Luonnonarvokaupassa suojelualoite lähtee metsänomistajalta, jonka ensisijaisena yhteystahona on metsäkeskus. (Gustafsson & Nummi 2004.) Metsäkeskus ja ympäristökeskus arvioivat tarjotun alueen luontoarvot Maa- ja metsätalousministeriön työryhmän laatimien luonnonsuojelubiologisten kriteerien avulla (Ympäristöministeriö 2003). Suojelusta tehtävät sopimukset solmitaan joko Lounais-Suomen metsäkeskuksen kanssa kestävän metsätalouden rahoituslain 19a §:n mukaan tai Lounais-Suomen ympäristökeskuksen kanssa luonnonsuojelulain 25 §:n mukaan. Suojelusta tehtävä sopimus on määräaikainen ja siihen voi sisältyä velvoitteita luonnonarvojen hoitotoimista. Sopimus solmitaan 10-20 vuodeksi. Luontoarvojen säilyttämisestä maksetaan sovittu palkkio kerralla koko sopimuskaudeksi. Lisäpalkkiota voi saada luontoarvojen kehittymisestä sopimuskaudella, esimerkiksi harvinaisen lajin ilmaantumisesta alueelle. Sopimusta ei tehdä jos alueen suojelu kuuluu metsälain tai luonnonsuojelulain piiriin tai sille maksetaan jotain muuta valtion tukea. (Gustafsson & Nummi 2004.)

Vuosina 2003-2005 luonnonarvokauppasopimuksia on tehty 104 kohteesta, jotka kattavat yhteensä 871 hehtaaria. Sopimuksissa ovat painottuneet eniten runsaslahopuustoiset kangasmetsät, sillä niitä on ollut eniten tarjolla. (Lounais-Suomen metsäkeskus 2005.) Tärkeimpiä valintakriteereitä ovat solmittujen sopimusten perusteella olleet järeiden haapojen, muiden järeiden lehtipuiden sekä erilaisen lahopuun määrä. Näitä luontoarvoja on ollut kutakin vähintään viidesosalla sopimuskohteista. Tärkeitä kriteereitä ovat lisäksi olleet virkistys- tai maisema-arvo, sijainti suojelualueen tai metsälakikohteen läheisyydessä sekä vaateliaan kasvilajiston tai runsaan kääpäälajiston esiintyminen. Joitakin sopimuksia on tehty alueille, joissa

luonnonsuojelubiologiset kriteerit eivät toteutuneet. Ne ovat sijainneet kriteerien mukaisten alueiden välittömässä läheisyydessä ja niiden tarkoituksena on ollut varsinaisten suojelukohteiden täydentäminen. Hoitovelvoitteita annettiin vuosina 2003-2004 yhteensä kahdeksalle kohteelle ja ne käsittivät lahopuun lisäämistä, metsän pienaukottamista sekä eläinten laiduntamista. (Gustafsson & Nummi 2004.)

Luonnonarvokaupan etujen ohella sillä on kuitenkin arvioitu olevan myös varjopuolensa. Pelätään, että sillä ei ehkä saada suojelun piiriin ekologisesti kaikkein arvokkaimpia metsäkohteita, koska alueiden suojelu riippuu metsänomistajista (Satakuntaliitto 2002). Jos kaikkein arvokkaimmat alueet jäävät suojelun ulkopuolelle, luonnonarvokaupan monimuotoisuuden suojelupanos voi jäädä hyvin pieneksi. Rajalliset yhteiskunnalliset resurssit ja metsien vaihtoehtoiset käyttömuodot eivät mahdollista kaikkien alueiden suojelua. Yhteiskunnallisesti onkin järkevää pyrkiä panostamaan tehokkaisiin suojelukeinoihin. Luonnonarvokaupan ekologisen tehokkuuden toteutuminen vaikuttaakin osaltaan sen kohtaloon Etelä-Suomen metsien suojelustrategiassa tulevaisuudessa.

1.4 Biologinen monimuotoisuus ja sen indikaattorit

1.4.1 Biologinen monimuotoisuus

Kansainvälinen biodiversiteettisopimus määrittelee kansalliseksi tavoitteeksi maalle ominaisen biologisen monimuotoisuuden säilyttämisen (Secretariat of the convention on biological diversity 2006). Suomen biodiversiteettiohjelman mukaan biologinen monimuotoisuus tarkoittaa kaikissa ekosysteemeissä elävien organismien muuntelua sisältäen eliölajien sisäisen ja välisen muuntelun sekä luonnon ekosysteemien muuntelun (Kangas ym. 1998). Biologinen monimuotoisuus voidaan siis jakaa geneettiseen, lajiston ja ekosysteemien monimuotoisuuteen. Tässä työssä keskitytään biologisen monimuotoisuuden piirteistä pääasiassa lajiston monimuotoisuuteen, sen runsauteen ja koostumukseen sekä metsän rakennepiirteistä kuolleen puuston monimuotoisuuteen. Lajisto on selkeämpi ja helpommin tutkittava kokonaisuus kuin geenit tai ekosysteemit ja lisäksi suojelulainsäädännössä painotetaan usein juuri lajiston monimuotoisuutta (Noss 1990). Pelkästään metsän rakennepiirteiden tutkiminen voi kertoa paljon metsän ekologisesta arvosta (Uotila ym. 2002). Metsien olosuhteet eivät kuitenkaan synny vain abioottisten tekijöiden summana, vaan myös lajisto synnyttää ja muokkaa elinympäristöään (Tibell 1992). Siten lajiston ja metsän rakennepiirteiden tutkiminen yhdessä antaa syvällisemmän ja monipuolisemman kuvan elinympäristön tilasta (Noss 1990).

Ekologisessa tutkimuksessa käytetään yleisesti indikaattorilajeja koko lajiston kartoituksen sijaan (Noss 1990). Niiden etuna on yleisesti ottaen kustannustehokkaampi ja aikaa säästävä inventointi ja vähäisempi lajintuntemuksen vaatimus suhteessa koko lajiston inventointiin

(Junninen 2002, Juutinen & Mönkkönen 2004). Indikaattorilajien avulla voidaan pyrkiä selvittämään tiettyjä metsän rakennepiirteitä ja niiden jatkuvuutta, kartoitettavan lajiryhmän lajirunsautta ja uhanalaisten lajien määrää tai toisten eliöryhmien lajiston koostumusta ja runsautta (Sippola ym. 2002). Indikaattorilajien on tarkoitus ilmentää lajien suojelun kannalta tärkeinä pidettyjä metsän ekologisia piirteitä tai lajiston monimuotoisuutta ja siten metsän suojeluarvoa. Hyvällä indikaattorilajilla on tiukat elinympäristövaatimukset, mutta se esiintyy runsaana sopivissa ympäristöissä (Kouki 1993). Se on myös herkkä reagoimaan elinympäristönsä muutoksiin, levinneisyydeltään laaja, kartoitettavissa säännöllisesti, helppo ja kustannustehokas tunnistettava ja mitattava, se mahdollistaa ihmisen aiheuttamien muutosten erottamisen luonnollisista muutoksista sekä on oleellinen osa ekosysteemien toimintaa (Karström 1992, Mcgeoch 1998). Lisäksi indikaattorilajin biologia sekä luontainen ajallinen ja paikallinen vaihtelu tulisi olla hyvin tunnettu (Rolstad ym. 2002).

Tässä tutkimuksessa käytetyt indikaattorilajit ovat vanhojen metsien lahoppuulla tai elävällä puulla eläviä lajeja. Vanhat metsät ovat iäkkäitä, kohtalaisen pitkään luonnontilaisina säilyneitä metsiä, joissa vallitsevat luontaiset rakennepiirteet kuten monipuolinen ja runsas lahoppuusto, elävän puuston eri-ikäisyys ja monilajisuus sekä puuston luontainen uudistuminen. Niissä on säilynyt yleensä suuri, kullekin metsätyypille ominainen lajiston ja rakenteen monimuotoisuus. Aarniometsät eroavat vanhoista metsistä siten, että ne ovat kokonaan luonnontilaisina säilyneitä metsiä. Aarniolajeilla tarkoitetaan lajeja, jotka menestyvät vain hyvin vanhoissa maa- tai pystypuissa sulkeutuneessa metsässä vaatien häiriintymätöntä luonnonmetsän dynamiikkaa. Vanhojen metsien lajit ovat metsäsukcession loppupään lajeja ja ne ovat riippuvaisia tietyistä vanhojen metsien piirteistä kuten hyvin pehmeästä lahoppuusta, vanhoista ja järeistä puista ja tasaisesta pienilmastosta. (Kotiranta & Niemelä 1996.) Monet näistä lajeista ovat hidaskasvuisia ja huonoja leviämään ja voivat siten ilmentää luontaisten rakennepiirteiden säilymistä kuten metsän peitteen yhtenäisyyttä sekä elävän ja lahoppuuston jatkumoa². Lisäksi monet indikaattorilajeista ovat uhanalaisia ja siten jo itsessään pikaista suojelua tarvitsevia lajeja. Vanhojen ja luonnontilaisten metsien indikaattorilajiryhmistä tässä tutkimuksessa on kartoitettu monivuotisia tai ylivuotisena tunnistettavia kääpiä sekä epifyyttijäkälä, ja metsän rakennepiirteitä on tutkittu lahoppuuta mittaamalla.

1.4.2 Lahoppuun merkitys biologiselle monimuotoisuudelle

Lahoppuututkimusta on tehty Fennoskandiassa pääsääntöisesti 1990-luvulta lähtien, kun biologisen monimuotoisuuden tutkimus tuli keskeiseksi osaksi ympäristötutkimusta. Käsitys

² Jatkumolla tarkoitetaan jonkin metsän luontaisen rakennepiirteen säilymistä alueella. Esimerkiksi lahoppuujatkumo tarkoittaa monipuolisen ja runsaan lahoppuvarannon säilymistä metsässä. Metsän jatkumo voidaan jakaa pohja- ja kenttäkerroksen jatkumoon, elävän puuston jatkumoon ja lahoppuuston jatkumoon (Karström 1992).

lahopuusta on muuttunut lahopuu- ja monimuotoisuustutkimuksen myötä puuntuotannolle haitallisesta rakennepiirteestä yhdeksi monimuotoisuuden avaintekijäksi luontaisissa metsäekosysteemeissä (Samuelsson ym. 1994, Esseen ym. 1997, Siitonen 2001).

Runsaan ja monimuotoisen lahopuun esiintyminen on yksi luonnontilaisen boreaalisen havumetsävyöhykkeen tyypillisimmistä piirteistä (Linder & Östlund 1992). Se tarjoaa kasvualustan hyvin suurelle määrälle organismeja linnuista hyönteisiin ja sieniin (Harmon ym. 1986, Samuelsson ym. 1994, Esseen ym. 1997). Lahopuu on laikukas, epätasaisesti jakautunut resurssi, jolla on pitkä mutta rajoitettu ikä. Lahopuu on kasvualustana hyvin vaihteleva ja siinä on sadoittain erilaisia pienoishabitaatteja esimerkiksi kaarnan koloissa. Eri lajit suosivat erilaista lahopuuta riippuen sen järeydestä, maatumisasteesta, puulajista ja lahopuun tyypistä. Esimerkiksi maapuilla ja pötkelöillä (katkennut pystypuu) on osittain oma lajistonsa. Saproksylit ovat lajeja, jotka ovat jossain elämänsä vaiheessa riippuvaisia kuolleesta tai kuolevasta puusta tai muista saproksyleistä. Suomessa saproksylejä on yli 4000 lajia. Siten 20-25 % metsälajeista ja 10 % koko lajistosta on riippuvaista lahopuusta. Lahopuusta riippuvaisia kääpälajeja on yli 200. Suomessa esiintyvien saproksylisten epifyyttijäkälien tarkkaa määrää ei tiedetä, mutta Ruotsissa niitä on useita kymmeniä. (Siitonen 2001.)

Luonnontilaisten metsien lahopuun määrä riippuu metsän tuottavuudesta, lahopuun hajoamisnopeudesta sekä luontaisista häiriöistä, jotka muuttavat metsän sukkessiokehitystä ja tuottavat lahopuuta. Kuolleessa puussa elävien eliöyhteisöjen kehitys puun lahotessa sekä itse lahoaminen ovat monimutkaisia tapahtumia riippuen muun muassa puun paksuudesta, puun lahoasteesta ja rungon hajoamisesta osiin sen kaatuessa maahan, ympäristön kosteudesta ja lämpötilasta sekä erilaisista prosesseista kuten hajottajien kolonisaatio ja lajien vuorovaikutus. Bakteerit, sienet ja selkärangattomat ovat pääasialliset hajottajat. (Harmon ym. 1986.) Puunrungon maatuminen ei tapahdu hetkessä. Kuusenrungon lahoaminen kestää keskimäärin 60-200 vuotta eteläborealisesta pohjoisborealiseen vyöhykkeeseen (Hofgaard 1993, Ranius ym. 2004). Koivun maatuminen on nopeampaa ja kestää 50-90 vuotta. Männyn lahoaminen vie kuusta kauemmin etenkin pystyyn kuolleilla mäntykeloilla. (Krankina & Harmon 1995, Ranius ym. 2004.)

Metsien intensiivinen hyödyntäminen on vaikuttanut tehokkaasti lahopuuston rakenteeseen talousmetsissä. Avohakkuu ja metsän istutus sekä siemenpuuhakkuu ovat vallitsevia metsän uudistamistapoja Suomessa. Kaadettu puusto korjataan pois, ja metsiin jää hakkuiden jälkeen harvoin mitään hakkuutähteitä järeämpää kuollutta puustoa. (Siitonen 2001.) Lisäksi maan muokkaus puuntaimien istutusten yhteydessä hajottaa suuren osan jäljelle jääneistä maapuista (Hautala ym. 2004). Suurin ero lahopuun määrässä luonnontilaisten ja talousmetsien välillä on metsän sukkession alkuvaiheessa, jolloin luontaisesti uudistuvissa metsissä lahopuun määrä on esimerkiksi myrskyn jäljiltä runsaimmillaan. Avohakkuut vaikuttavat lahopuun

muodostumiseen ja lahoppuujatkumoon vielä ainakin vuosisadan ajan hakkuiden jälkeen. Puuston harventaminen ja kuolleiden ja sairaiden puiden poistaminen vähentävät lahoppuun määrää metsäsukcession keskivaiheilla. Lahoppuun keskimääräinen tilavuus talousmetsissä etelä- ja keskiboreaalisisessa vyöhykkeellä on yli 90 % vähäisempi luonnontilaisiin metsiin verrattuna. Metsätalous on vaikuttanut lahoppuun määrän ohella myös sen laatuun. Metsäpalojen tehokkaan ehkäisyn myötä palanut puu on käynyt hyvin harvinaiseksi talousmetsissä. Talousmetsien lyhyt kiertoaika katkaisee metsän kehityksen ennen kookkaan lahoppuun muodostumista. Juuri järeä lahoppu onkin vähentynyt talousmetsissä eniten luonnontilaisiin metsiin verrattuna. (Siitonen 2001.) Järeiden lahoppuiden määrä on luonnontilaisissa metsissä noin 30-kertainen talousmetsiin verrattuna (Siitonen ym. 2000). Toisaalta pieni, alle 10 cm läpimitaltaan oleva lahoppu, ei ole vähentynyt talousmetsissä, vaan on paikoin jopa lisääntynyt säännöllisen harvennuksen seurauksena. Talousmetsien lyhyt kiertoaika on johtanut myös pitkälle maatuneen lahoppuun radikaaliin vähentymiseen. (Siitonen 2001.) Maatumisastejakauma on vinoutunut talousmetsissä tuoreempien maatumisasteiden suuntaan, kun taas luonnontilaisissa metsissä on runsaasti myös hyvin pitkälle lahonnutta puuta (Kuuluvainen ym. 2001, Jonsson ym. 2005).

1.4.3 Käävät biologisen monimuotoisuuden indikaattoreina

Käävät ovat keskeisiä metsien eliöyhteisöissä puun hajottajina ja Fennoskandiassa hyvin tutkittuja organismeja (Kotiranta & Niemelä 1996). Ne ovat usein varsin erikoistuneita kasvupaikkansa suhteen kasvaen esimerkiksi juuri tietyllä puulajilla, lahoasteella ja/tai maa- tai pystypuulla (Renvall & Niemelä 1994, Renvall 1995, Kotiranta & Niemelä 1996). Useiden tutkimusten perusteella kääpälajiston monimuotoisuuden on todettu olevan yleensä korkeimmillaan lahoamisen keskivaiheilla tai loppuvaiheessa (mm. Bader ym. 1995, Renvall 1995, Sippola & Renvall 1999). Pienikokoinen lahoppu on oleellinen tekijä kääpälajiston runsaudelle etenkin vähän lahoppuuta sisältävissä metsissä (Kruys & Jonsson 1999). Järeät puunrungot ovat kuitenkin elintärkeitä monille uhanalaisille kääpälajeille (Bader ym. 1995, Høiland & Bendiksen 1996, Sippola & Renvall 1999). Suuri runko tarjoaa muun muassa enemmän kasvualustaa ja sillä on parempi vedenpidätyskyky kuin pienellä rungolla (Harmon ym. 1986, Bader ym. 1995). Kaiken kaikkiaan rikkaan kääpälajiston menestymiselle on oleellista riittävä erilaisen lahoppuun esiintyminen metsässä. Penttilän ym. (2004) mukaan 20 m³/ha saattaa lahoppuun määränä olla jonkinlainen raja-arvo uhanalaisten kääpien esiintymiselle. Heidän tutkimuksessaan metsistä, joilla oli tätä alhaisempi lahoppumäärä, ei löydetty lainkaan uhanalaisia lajeja. Tämä lahoppumäärä on huomattavasti suurempi kuin nykyisten talousmetsien lahoppuvarat keskimäärin. Vanhat metsät ovat ainoita jäljellä olevia runsaslahoppuustoisia ja pitkän lahoppuujatkumon omaavia metsiä boreaalisisessa Fennoskandiassa (Siitonen 2001).

Suomessa on kaikkiaan 230 kääpälajia (Niemelä 2005). 49 kääpälajia on todettu uhanalaisiksi ja 32 silmälläpidettäväksi (Rassi ym. 2001). Kääpälajiston taantumisen arvellaan johtuvan pääasiassa muutoksista lahopuun määrässä ja laadussa, muutoksista metsien koossa ja puuston rakenteesta ja näistä johtuvasta metsien pienilmaston muuttumisesta (mm. Kouki ym. 2001, Rassi ym. 2001, Penttilä 2004). Näiden muutoksien on todettu heijastuvan kääpälajistoon vähentäen lajimäärää ja muuttaen yhteisörakennetta (mm. Lindblad 1998, Sippola & Renvall 1999, Sippola ym. 2001). Useiden tutkimusten mukaan vanhoissa metsissä on huomattavasti talousmetsiä enemmän etenkin uhanalaista kääpälajistoa (mm. Lindblad 1998, Sippola ym. 2001, Penttilä ym. 2004). Talousmetsissä esiintyy pääsääntöisesti hakkuutähteillä kasvavaa lajistoa, sillä suurilla, pitkälle lahonneilla rungoilla kasvavalle lajistolle ei löydy sopivaa kasvualustaa (Sippola & Renvall 1999, Penttilä 2004). Luonnontilaisten metsien väheneminen onkin vakava uhka etenkin uhanalaisten kääpien säilymiselle (Bader ym. 1995, Penttilä 2004). Kääpälajisto voi reagoida vuosikymmenien viiveellä elinympäristössä tapahtuviin muutoksiin (Sippola 2001). Lajien uhanalaistumisen sekä uhanalaisten lajien sukupuuttojen pelätäänkin lisääntyvän tulevaisuudessa tämän sukupuuttovelan seurauksena (Tilman ym. 1994, Hanski 2000). Lisäksi monien kääpälajien arvellaan elinympäristönsä pitkälle erikoistuneina organismeina reagoivan generalistilajeja voimakkaammin elinympäristönsä muutoksiin (Henle ym. 2004). Renvallin (1995) mukaan Suomessa esiintyvistä käävistä voi hävitä jopa 80 % metsätalouden vuoksi.

Monien kääpälajien herkkyys elinympäristönsä muutoksille ja tietynlaisiin kasvuolosuhteisiin sopeutuminen voivat kertoa tiettyjen metsän rakennepiirteiden kuten lahopuun määrällisestä ja laadullisesta jatkumosta (Sippola ym. 2002, vrt. Ohlson ym. 1997 sekä Nordén & Appelqvist 2001). Tiettyjä kääpälajeja pidetäänkin yhtenä parhaista luonnontilaisten metsien indikaattorilajeista (Kotiranta & Niemelä 1996, Esseen ym. 1997). Kääpälajistoa on käytetty indikaattoreina varsin yleisesti metsien monimuotoisuustutkimuksissa (mm. Karström 1992, Bader ym. 1995, Siitonen ym. 2001).

1.4.4 Jäkälät biologisen monimuotoisuuden indikaattoreina

Suomessa on 1452 jäkälälajia. Uhanalaisia on 99 ja silmälläpidettäviä 49 lajia, kun uhanalaisuus on arvioitu 71 %:lta lajeista. Uhanalaisista ja silmälläpidettävistä lajeista 36 % on metsissä esiintyviä lajeja ja niistä suuri osa on erityisesti vanhoissa metsissä puilla kasvavia epifyyttejä. (Rassi ym. 2001.) Vanhojen metsien epifyyttijäkälille tärkeitä tekijöitä ovat pystylahopuut, pökkelöt, vanhat elävät puut, kostea pienilmasto ja oikeat valo-olosuhteet sekä näiden piirteiden jatkumo (Kuusinen ym. 1995, Esseen ym. 1997, Thor 1998). Monilla epifyyttijäkälälajeilla on hidas kasvuvauhti ja pitkä elinikä (Topham 1977, Scheidegger & Goward 2002) sekä huono leviämiskyky (Esseen ym. 1997, Sillett ym. 2000, Hilmo & Sæstad 2001). Tällaiset lajit

esiintyvät juuri luonnontilaisissa metsissä, joilla on pitkä, rikkoutumaton puuston jatkumo (Esseen ym. 1997). Vanhoille metsille tyypillinen uusiutuminen pienaukkodynamiikan avulla luo valoisia, mutta samalla suojaisia ja kosteina säilyviä elinympäristöjä, jotka ovat ihanteellisia esiintymispaikkoja monille epifyyttijäkälälajeille (Esseen ym. 1997, Kuusinen 1998). Epifyyttijäkälälajien runsauden ja yleisyyden onkin todettu olevan suurempi metsissä, joissa puuston jatkumo on pitkä lyhyemmän puuston jatkumon metsiin verrattuna (Kuusinen 1994a, Dettki & Esseen 2003).

Epifyyttijäkälälajit voidaan jakaa ulkoisen morfologian perusteella kasvumuototyyppeihin, joita ovat rupijäkälät, lehtijäkälät ja pensasjäkälät sekä näiden välimuototyytit (Jahns 1980). Borealisissa metsissä on yleensä runsas rupijäkälälajisto (Ahti 1977, Kuusinen 1996b). Rupijäkälissä on useita erikoistuneita ja uhanalaisia lajeja, jotka viihtyvät nimenomaan vanhoissa metsissä (Tibell 1992, Holien 1996). Tibellin (1992) mukaan nämä rupijäkälälajit ovat riippuvaisia metsän jatkumosta ja esiintyvät yleisimmin häiriintymättömässä ympäristössä. Vanhojen metsien rupijäkälälajit viihtyvät kuolleilla mänty- ja kuusipystyillä, lehtipuupötkelöillä ja palokannoilla (Kuusinen & Siitonen 1998). Esimerkiksi useat nokinuppuiset (*Caliciales*) kasvavat tyypillisesti kuolleiden puiden pinnalla (Holien 1996). Tiettyjä nokinuppilajeja pidetään hyvinä metsän vanhuuden ja suojeluarvon indikaattoreina erityisten elinympäristövaatimusten vuoksi (Holien 1996, Kuusinen & Siitonen 1998). Myös monet partamaiset ja pensasmaiset epifyyttijäkälät ovat tyypillisiä boreaalisille metsille (Ahti 1977). Niistä vanhoissa metsissä esiintyviä lajeja ovat muun muassa takkuhankajakälä (*Evernia divaricata*) sekä jotkin luppolajit kuten aarniluppo (*Bryoria nadvornikiana*) ja korpiluppo (*Alectoria sarmentosa*). Esimerkiksi korpilupolle tärkeitä rakennepiirteitä ovat vanhojen puiden suuret oksat, jotka tarjoavat pitkään säilyvän kasvualustan lajien kolonisaatiolle ja kasvulle (Esseen & Renhorn 1996, Dettki & Esseen 2003).

Suuret elävät ja kuolleet lehtipuut näyttävät olevan avainasemassa useiden vanhoissa metsissä elävien lajiryhmien kuin myös epifyyttijäkäläien monimuotoisuuden kannalta (Kuusinen 1996a, Kuusinen 1996b, Kuusinen & Siitonen 1998). Muun muassa haavalla ja raidalla esiintyy juuri niille erikoistunutta lajistoa (Kuusinen 1994a, Kuusinen 1994b). Haapa ja raita ovat ensisijaisia elinympäristöjä esimerkiksi tyypeä sitoville, sinilevällisille jäkälille kuten keuhkojäkälät (*Lobaria spp.*), munuaisjäkälät (*Nephroma spp.*) sekä hyytelöjäkälät (*Collema spp.*). Niiden esiintymistä pidetään hyvänä tasaisen pienilmaston ja puuston jatkumon indikaattoreina myöhäissukcession metsissä. (Kuusinen 1996a.) Raidalla on lisäksi havaittu kaikista metsäpuista runsain epifyyttilajisto, lähes 40 lajia runkoa kohden (Kuusinen 1994a). Kuusisen (1996b) mukaan haapa ja raita ovat tärkeimmät puulajit epifyyttijäkäläien monimuotoisuuden suojelemisessa boreaalisissa metsissä.

Epifyyttijäkälien uhanalaisuuteen vaikuttavat pitkälti samat tekijät kuin käävillä. Erilainen metsien käsittely metsätalouden myötä ja siitä johtuvat muutokset metsien puulajisuhteissa ja ikärakenteessa ovat keskeisiä uhkatekijöitä metsien epifyyttijäkälälajistolle (Rassi ym. 2001). Haapaa ja muita metsätaloudellisesti vähäarvoisia lehtipuita on hävitetty talousmetsistä tehokkaasti viime aikoihin asti, ja monet vanhoista tai kuolleista haavoista riippuvaiset lajit ovat nykyisin uhanalaisia (Kouki ym. 2004). Hakkuuaukeiden reunalla vanhojen metsien epifyyttilajisto taantuu muun muassa valon intensiteetin kasvun ja pienilmaston kuivumisen myötä (Gauslaa & Solhaug 1996, Kuusinen 1998). Epifyyttijäkälät voivat olla herkkiä jo lähiympäristössä tapahtuville muutoksille, vaikka niiden kasvualusta säilyisikin (Esseen ym. 1997, Kuusinen 1998). Tästä syystä sekä muun muassa tiukkojen elinympäristövaatimustensa vuoksi useiden epifyyttijäkälälajien on todettu olevan hyviä indikaattoreita boreaalisen metsän luonnontilaisuudelle ja puuston jatkumolle (mm. Tibell 1992, Kuusinen 1996a, 1996b, Nilsson ym. 2001) ja niitä on käytetty metsän jatkumon ja suojeluarvon indikaattorina monissa tutkimuksissa (mm. Karström 1992, Kuusinen ym. 1995, Holien 1996, Johansson & Gustafsson 2001, Pykälä 2004).

1.5 Tutkimuksen viitekehys ja tavoitteet

Kankaan ym. (1998) sekä Metsätalouden kehittämiskeskus Tapion (2001) mukaan luonnon biologisen monimuotoisuuden säilyttäminen tuli 1990-luvuilla keskeiseksi tavoitteeksi Suomen ympäristöpolitiikassa ja myös osaksi metsäteollisuuden toimintaa. Käytettyjen suojelukeinojen riittämättömyys ja sosiaalisen sekä taloudellisen kestävyys huomioiminen metsien suojelussa ovat johtaneet uusia näkökulmia avaavien suojelukeinojen kehittämiseen ja kokeiluun (Satakuntaliitto 2002, Ympäristöministeriö 2002). Keskeistä keinojen toimivuuden kannalta on paitsi taloudellinen kannattavuus, eritoten monimuotoisuuden suojelun toteutuminen.

Luonnonarvokaupan sosiaalisia ja taloudellisia vaikutuksia on tutkittu vuodesta 2003 lähtien useissa yliopistoissa ja tutkimuskeskuksissa. Oulun yliopiston Taloustieteellisen tiedekunnan, Metsäntutkimuslaitoksen (Metla) Vantaan tutkimuskeskuksen ja Helsingin yliopiston Bio- ja ympäristötieteiden laitoksen tutkijat ovat tutkineet metsänomistajien näkemyksiä luonnonarvokaupasta (Horne ym. 2004, Juutinen ym. 2005, Kumela 2005, Matinaho ym. 2005). Oulun yliopiston Taloustieteellisessä tiedekunnassa on lisäksi tutkittu luonnonarvokaupan kustannustehokkuutta (Juutinen 2005). Helsingin yliopiston Bio- ja ympäristötieteiden laitoksella on tutkittu myös vapaaehtoisuuden ja taloudellisten kannustimien vaikutusta yksityismetsien suojeluun (Tikka ym. 2003). Metlan Joensuun tutkimuskeskuksessa tutkitaan luonnonarvokauppametsien hinnoittelua. Pellervon taloudellisessa tutkimuslaitoksessa selvitetään muun muassa luonnonarvokaupan taloudellisia ja sosiaalisia vaikutuksia (Maa- ja metsätalousministeriö 2005).

Luonnonarvokaupassa olevien metsien biologinen monimuotoisuus ja suojelukeinon ekologinen toimivuus ovat toistaiseksi avoimia kysymyksiä Suomessa. Helsingin yliopiston Bio- ja ympäristötieteiden laitoksella tehdään parhaillaan opinnäytetyötä luonnonarvokaupan toimivuudesta putkilokasvien näkökulmasta ja Metlan Vantaan tutkimuskeskuksessa tehdään tutkimusta kovakuoriaisten monimuotoisuudesta luonnonarvokaupassa mukana olevissa metsissä. Luonnonarvokaupan ekologisen toimivuuden ongelmaan on tärkeää saada selvyys ennen kuin sen käytöstä Etelä-Suomen metsien suojelussa päätetään pidemmällä tähtäimellä. Rajallisten resurssien vallitessa on suojelun ekologinen tehokkuus keskeinen tavoite metsien suojelua harjoitettaessa ja kehitettäessä. Tällä tutkimuksella on tarkoitus tuottaa tietoa luonnonarvokaupan ekologisesta toimivuudesta Etelä-Suomen metsien suojelun kehittämistä varten. Se pyrkii vastaamaan osaltaan Metson toimintaohjelmassa mainittuun tiedon tarpeeseen vapaaehtoisen suojelun merkityksestä ja nykyisten suojelualueiden ulkopuolella sijaitsevista monimuotoisuuden kannalta arvokkaista luontokohteista.

Työni on osa Oulun yliopiston tutkimushanketta Kustannustehokas metsien suojelu Etelä-Suomessa ja liittyy Helsingin yliopiston tutkimushankkeeseen Vaihtoehtoja Etelä-Suomen yksityismetsien suojelun järjestämiseksi. Oulun hanke on osa Maa- ja metsätalousministeriön koordinoimaa Monimuotoisuuden tutkimusohjelmaa (Mosse), joka on käynnissä 2003-2006. Hanke ajoittuu vuosille 2003-2005 ja saa rahoitusta Ympäristöministeriöltä. Se jakaantuu kahteen osaan. Ensimmäisen osan tavoitteena on hahmottaa kustannustehokkaita keinoja laajentaa Etelä-Suomen metsien suojelualueverkkoa. Oma tutkimukseni liittyy hankkeen toiseen osaan, jossa tutkitaan vapaaehtoisuuteen perustuvien suojelukeinojen, erityisesti luonnonarvokaupan, vaikuttavuutta ja kustannuksia verrattuna perinteisempiin suojelukeinoin.

Tutkin työssäni Satakunnassa sijaitsevien metsien biologista monimuotoisuutta ja luonnonarvokaupan tehokkuutta sen suojelussa. Tutkimuksessa olevat metsät on jaettu neljään kategoriaan. Luonnonarvokaupassa mukana olevista metsistä (jatkossa Lak) on tehty suojelusopimus. Talousmetsäkatgoria (jatkossa Tal) sisältää metsät, joita on tarjottu luonnonarvokauppaan, mutta joista ei ole löytynyt riittävästi luontoarvoja suojeluneuvottelujen käymiseksi. Ei-sopimuskategoriassa olevista metsistä (jatkossa Eisop) on neuvoteltu, mutta ei ole päästy sopimukseen, koska sopimusehdot eivät ole tyydyttäneet kaikkia osapuolia. Potentiaalisessa kategoriassa olevat metsät (jatkossa Pot) ovat yksityisten tai yritysten omistuksessa olevia, Satakunnan luonnonsuojelupiirin arvokkaina pitämiä metsiä, joita ei toistaiseksi ole lainkaan tarjottu luonnonarvokauppaan. Tutkimuksessa vertaillaan kategorioiden biologista monimuotoisuutta monivuotisen ja ylivuotisen tunnistettavan kääpä- sekä epifyyttijäkälälajiston avulla. Lajisto koostuu vanhojen metsien indikaattorilajeista sekä yleisemmästä lajistosta. Lisäksi lahoppuuliöstöön monimuotoisuuden edellytyksiä tutkitaan

lahopuun määrää ja laatua mittaamalla. Lajiston esiintymisen selittämiseksi analysoidaan myös joitakin elävän puuston ominaisuuksia.

Tutkimuskysymykset ovat:

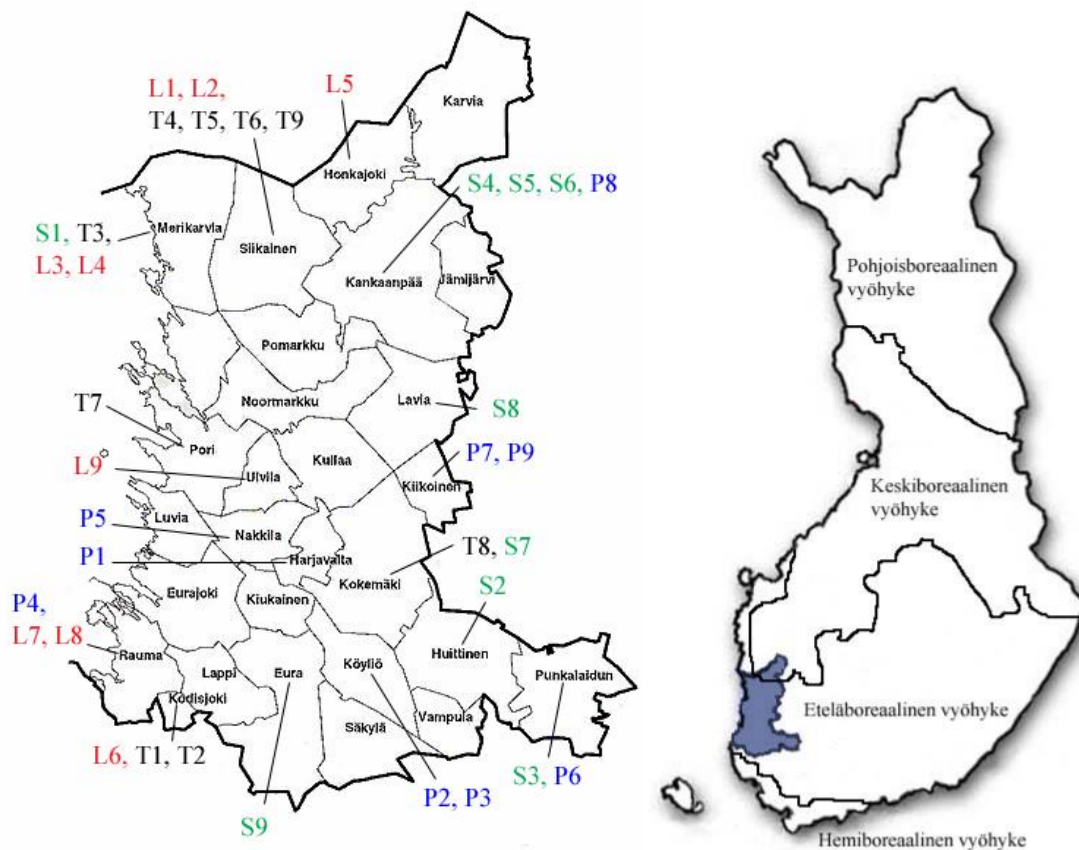
- 1) Ovatko luonnonarvokauppaan valitut metsät biologisesti monimuotoisempia kuin muut siihen tarjotut metsät?
- 2) Onko luonnonarvokaupan piiriin tavoitettu Satakunnan biologisesti monimuotoisimmat metsät?

Lak-kategorian vertailu Tal- ja Eisop-kategoriaan kertoo onko suojeluun saatu monimuotoisimmat metsät kaikista tarjolla olleista ja onko arvokkaita metsiä jouduttu jättämään suojelun ulkopuolelle. Jos Lak-kategorian koealat eivät ole parhaita tarjolla olleista, metsien valinnassa ja neuvotteluissa on epäonnistuttu. Pot-kategorian tutkiminen paljastaa onko suojeluneuvottelujen piiriin saatu monimuotoisimmat metsät. Jos Pot-kategorian metsät osoittautuvat monimuotoisimmiksi kaikista kategorioista, luonnonarvokauppa on toiminut ekologisesta näkökulmasta tehottomasti.

2. AINEISTO JA MENETELMÄT

2.1 Tutkimusalueet

Tutkimus suoritettiin Satakunnassa (kuva 1). Tutkimuksessa kartoitettiin runsaslahopuustoisia kuusi- ja mäntykangasmetsiä. Kartoitus suoritettiin kangasmetsissä, sillä niitä on luonnonarvokaupassa mukana olevista metsistä valtaosa ja niitä löytyy runsaasti myös muista kategorioista Satakunnan alueelta (Gustafsson & Nummi 2004). Lak-kategorian vallitsevana kasvupaikkatyyppinä oli lehtomainen tai tuore kangas ja puusto oli kuusivaltaista sekametsää. Tal-kategoria oli pääosin tuoretta tai kuivahkoa kangasta ja puusto oli mäntyvaltaista. Eisop-kategoriasta valtaosa oli kuusi- tai mäntyvaltaista tuoretta tai kuivaa kangasta. Pot-kategoria oli pääosin kuusivaltaista lehtomaista kangasmetsää. Joistakin kategorioista löytyi hyvin kallioisia koealoja. Tällaisia koealoja oli Tal- ja Eisop-kategorioissa neljä ja Lak-kategoriassa yksi. Pot-kategoriassa niitä ei ollut. Tutkimusalueet sijaitsivat pääasiassa eteläboreaalisen kasvillisuusvyöhykkeellä (Ahti ym. 1968). Yksi Lak-koeala sijaitsi keskiboreaalisen vyöhykkeellä, kolme Tal- ja yksi Pot-koeala aivan vyöhykkeiden rajalla.



Kuva 1. Koealojen sijainti Satakunnassa sekä kasvillisuusvyöhykkeet ja Satakunnan sijoittuminen Suomen kartalla. L=Lak, T=Tal, S=Eisop ja P=Pot.

Tutkitut koealat valittiin Lounais-Suomen metsäkeskuksen ja Satakunnan luonnonsuojelupiirin tietojen perusteella. Mukaan valittiin eniten lahopuuta sisältävät kangasmetsät. Koealoja kertyi kaikkiaan 36 eli yhdeksän joka kategoriaan. Metsää kartoitettiin kaikkiaan 203,3 ha eli noin 50 ha kategoriaa kohti (taulukko 1). Koealat olivat erikokoisia, suurin 20 ha ja pienin 1 ha. Koealojen kartoittamiseen pyydettiin metsänomistajien lupa, joten lupien saaminen vaikutti osaltaan kartoitettavien koealojen valintaan. Lak-koealoille tutkimusluvista on sovittu jo suojelusopimusten kirjoittamisen yhteydessä. Koealojen kokojakaumassa pyrittiin yhteneväisyyteen kaikissa kategorioissa. Pot-kategoriaan valittujen koealojen tuli lisäksi olla sellaisia, jotka voisivat tulevaisuudessa päätyä luonnonarvokauppaan. Siten valtion omistamia metsiä ei otettu mukaan kartoitukseen. Yksi Pot-koealoista oli yhteisön omistuksessa ja hyväksyttiin mukaan kartoitukseen. Tarkoituksena oli saada mahdollisimman todenmukainen vertailupohja valtiolliselle metsien suojelulle, jossa suojelualueet perustetaan luontoarvojen, ei omistajuuden perusteella. Luonnonarvokaupan piiriin tulleiden koealojen (Lak, Tal ja Eisop) tiedot saatiin Lounais-Suomen metsäkeskuksesta. Pot-koealojen tiedot saatiin Satakunnan luonnonsuojelupiiristä, joka on kartoittanut Satakunnassa luontoarvoiltaan arvokkaiksi arveltuja

metsiä. Päämääränä oli saada luonnonarvokaupan piirissä oleville metsille vertailupohjaksi Satakunnan ekologisesti arvokkaimmat, suojeluohjelmien ulkopuolella olevat metsät.

Taulukko 1. Kartoitetut koealat ja niiden koko kategorioittain.

LAK		TAL		EISOP		POT	
Koeala	Koko (ha)	Koeala	Koko (ha)	Koeala	Koko (ha)	Koeala	Koko (ha)
L1	20,0	T1	1,4	S1	1,2	P1	5,0
L2	2,0	T2	3,8	S2	6,5	P2	4,0
L3	5,8	T3	3,0	S3	1,0	P3	5,9
L4	1,6	T4	2,2	S4	18,5	P4	11,8
L5	2,5	T5	15,3	S5	12,5	P5	8,0
L6	6,0	T6	6,2	S6	5,3	P6	8,0
L7	3,3	T7	6,7	S7	2,0	P7	3,0
L8	2,3	T8	4,9	S8	5,6	P8	2,0
L9	6,0	T9	6,0	S9	1,0	P9	3,0
Yhteensä	49,5	Yhteensä	49,5	Yhteensä	53,6	Yhteensä	50,7

Satakunnan metsillä on voimakas metsätaloushistoria. Metsiä uudistettiin voimakkaasti 1950- ja 1960-luvuilla, jolloin puuston poistuma oli kasvua suurempaa. Puuvaranto on kasvoi sen jälkeen soiden ojitusten myötä ja metsänkäsittelytapojen muututtua. Satakunnassa oli 1990-luvulla runsaasti uudistusikäisiä metsiä, ja hakkuut ovat olleet jälleen kasvussa, viime aikoina myös metsäverotuksen muuttumisen vuoksi. Satakunnassa on metsälakikohteita 1,2 % ja monimuotoisuuden kannalta tärkeitä, suojelua kaipaavia avainbiotooppeja kaikkiaan 11,4 % metsätalousmaasta. (Korhonen ym. 2000.)

2.2 Kenttätyöt

Kenttätyöt suoritettiin kesä-elokuussa 2004. Koealoilta kartoitettiin kaikki Suomessa esiintyvät monivuotiset kääpälajit sekä lajit, jotka elävät yhdestä muutamaan vuoteen, mutta ovat tunnistettavissa ylivuotisia tai puulle aiheutuvien sekundaaristen merkkien perusteella (liite 1). Kaikkiaan kartoituslistalla oli 57 kääpälajia. Niistä 26 oli vanhojen metsien indikaattorilajeja, joista 14 uhanalaista ja kuusi silmälläpidettävää lajia. Yksivuotisia, talven aikana tunnistamattomaksi hajoavia kääpälajeja ei kartoitettu, sillä niiden kasvu alkaa vasta loppukesällä tai alkusyksystä ja siten osin kartoitusajan ulkopuolella. Kääpien taksonomia ja nimet ovat Niemelän (2005) mukaan. Epifyyttijäkelistä kartoitettiin kaikkiaan 95 lajia, joista 66 oli vanhojen metsien indikaattorilajeja (kuva 2, liite 1). Uhanalaisia lajeja kartoitetussa lajistossa oli 13 ja silmälläpidettäviä 11 lajia. Indikaattorilajilista on koottu Kuusisen ym. (1995) ja Nitaren (2000) sekä jäkälätutkijoiden suositusten perusteella. Lisäksi mukaan otettiin joitakin yleisiä lajeja (liite 1). Kartoitettavien lajien listalle valittiin yleisesti käytettyjä indikaattorilajeja ja erityisesti Satakunnassa menestyviä lajeja. Tutkimuksessa pyrittiin kartoittamaan samoja

lajeja kuin muissa vastaavissa kartoituksissa, jotta tulosten vertailtavuus olisi mahdollisimman hyvä. Epifyyttijäkälälajien nimistö on Vitikaisen ym. (1997) ja Ahdin ym. (1999) mukaan.



Kuva 2. Raidankeuhkojäkälää (*Lobaria pulmonaria*) haavan rungolla sekä tutkimuslinjaa Lakkoalalla.

Metsien ekologisen arvon mittarina käytettiin myös lahopuun määrää ja laatua eli tutkimuksessa selvitettiin lahopuiden laji, lahoaste, tyyppi, läpimitta ja pituus. Lahoaste mitattiin puukolla seitsemänportaisen asteikon mukaan (taulukko 2). Läpimitta mitattiin mittasaksilla kokonaan linjalle tulevasta, kokonaisista puista rinnankorkeudelta (1,30 m) ja puunkappaleista rungon puolivälistä. Pötkelöistä mitattiin keskiläpimitta jos sen mittaaminen oli mahdollista, muuten rinnankorkeusläpimitta. Läpimitan mittaussuunta oli satunnainen. Pituus mitattiin mittanauhalla tai arvioitiin silmämääräisesti pystypuista ja pötkelöistä. Tarkasteluun otettiin mukaan kaikki vähintään metrin mittaiset tai vähintään 10 cm halkaisijaltaan olevat kuolleet puut. Myös kannot mitattiin ja merkittiin, oliko kanto luontainen vai sahattu. Jos kannoissa oli palon jälkiä, se merkittiin ylös.

Taulukko 2. Kartoituksessa lahopuusta mitatut muuttujat: maatumisasteet, tyypit ja läpimittaluokat.

MAATUMISASTE	
MA1	Vasta kuollut puuaines, puu kovaa ja kuoripäällistä, nila tuoretta.
MA2	Puuaines kovaa, suurin osa kuoresta jäljellä, ei tuoretta nilaa. Puukon terä uppoaa puuhun korkeintaan 1-2 cm.
MA3	Puuaines osittain lahonnut pinnasta tai keskeltä, suurin osa kuoresta irronnut tai löystynyt. Puukon terä uppoaa puuhun 3-5 cm.
MA4	Suurin osa puuaineksesta pehmeää, läpilahoa, yleensä kuori kokonaan irronnut. Koko puukon terä uppoaa puuhun (vastusta on).
MA5	Maapuista: hyvin pehmeitä, sammalen ja jäkälän peitossa, puuaines hajoaa nostettaessa.
MA6	Kelo: kuori irronnut, mutta puuaines hyvin kovaa.
MA7	Elävä puu.
TYYPPI	
AS1	Maapuu
AS2	Pystypuu ja konkelo
AS3	Pötkelö
AS4	Luonnontilainen oksa
AS5	Luonnontilainen kanto
AS6	Sahattu kanto
AS7	Sahattu pätkä
AS8	Hakkuutähteet
LÄPIMITTALUOKKA	
LM1	< 9,9 cm
LM2	10-19,9 cm
LM3	20-29,9 cm
LM4	30-39,9 cm
LM5	40-49,9 cm
LM6	> 50 cm

Koealat tutkittiin systemaattisen linjaotannan avulla. Linjat sijoitettiin kohteille maastoon katsomatta jyrkän teitä lukuun ottamatta. Päämääränä oli saada 100 m linjaa hehtaaria kohden mahdollisimman keskelle koealaa, jotta reunavaikutus olisi mahdollisimman pieni. Epäsymmetristen koealojen kohdalla niiden eri osat ja siten koealojen luontainen vaihtelu pyrittiin saamaan mukaan tutkimukseen. Linjan vetäminen aloitettiin 20 m päästä linjan suuntaisesta reunasta. Seuraava linja vedettiin samansuuntaisesti 100 m päähän edellisestä. Linjan leveys oli kahdeksan metriä. Lahopuu ja epifyyttijäkälät kartoitettiin linjan ensimmäiseltä 50 metriltä jokaista alkavaa 400 metriä kohden. Näytealan koko oli siten 400 m². Lahopuun ja epifyyttijäkälän kartoittaminen koko linjan pituudelta ei ollut resurssien ja ajan vähyys vuoksi mahdollista. Jos kohteelle ei mahtunut kuin yksi jäkälä- ja lahopuunäyteala, se sijoitettiin 50 m päähän reunasta reunavaikutuksen pienentämiseksi. Jos kohde oli vain yhden hehtaarin kokoinen, jäkälä- ja lahopuunäyteala sijoitettiin mahdollisimman keskelle aluetta ja sijoitettiin siten 25 m päästä reunasta. Epifyyttijäkälät tutkittiin rinnankorkeusläpimitaltaan yli 10 cm olevilta pystypuilta ja pötkelöiltä. Rungot tutkittiin tyvestä noin kahden metrin korkeuteen eli niin ylös kuin lajintunnistus vielä oli mahdollista. Vain selvästi rungolla kasvavat esiintymät laskettiin mukaan. Epifyyttijäkäläkartoitusta täydennettiin tutkimalla jokaiselta kohteelta kymmenen järeintä haapaa eri puolilta aluetta jäkälänäytealojen ulkopuolelta. Käävät kartoitettiin koko linjan pituudelta eli näytealaa kertyi noin 4 ha kategoriaa kohti. Käävät tutkittiin eläviltä ja kuolleilta pysty- ja maapuilta, joiden pituus oli vähintään metrin tai halkaisija vähintään 10 cm. Maastossa tunnistamatta jääneistä lajeista otettiin näyte

mikroskooppista tunnistamista varten. Linjojen alku- ja päätepisteiden sekä haapojen sijaintikoordinaatit tallennettiin GPS:llä. Kohteilta otettiin yleiskuvia ja lähikuvia lajeista. Lisäksi alueilta saatettiin kerähtiä yleisiä puustotietoja kuten yleisimmät puulajit, erikoisemmat puulajit, puuston ikä sekä maaston kallioisuus tai kosteus.

Ilmatieteenlaitoksen mukaan kesän 2004 sää oli hyvin sateinen koko maassa (Ilmatieteen laitos 2005). Myös Satakunnassa sateita saatiin hiukan enemmän kuin tavallisesti. Vertailukaudella 1971-2000 sadetta on tullut Satakunnassa noin 161-220 mm. Kesän 2004 sademäärä oli suuressa osassa maakuntaa yli 220 mm. Vain aivan rannikolla ja eteläisessä Satakunnassa sademäärät noudattelivat pitkän ajan keskiarvoa. Hellepäiviä on ollut samalla vertailukaudella 10-13 ja tutkimuskesänä 8-11.

2.3 Näytteiden määritys

Epifyyttijäkälä- ja kääpänäytteet määritettiin marraskuu-2004 ja helmikuu-2005 välisenä aikana. Suoritin kääpien määrittämisen itse Helsingin yliopiston kasvimuseon henkilökunnan, erityisesti Tuomo Niemelän, Juha Kinnusen ja Otto Miettisen avustuksella. Määritin lajiston pääasiassa mikroskooppisesti ja käytin määrittämisessä apuna reagensseina, kalsiumhydroksidia (KOH), cotton blueta (CB) sekä Melzeriä. Epävarmoissa tapauksissa varmistin määrittämisen ja muutamassa tapauksessa määrittämisen suoritti kokonaan joku edellä mainituista henkilöistä. Mikroskopiointissa oli toisinaan vaikeutena itiöiden vähyys sekä näytteiden infektioituminen muilla sienillä. Näistä syistä kaksi näytettä jäikin määrittämättä.

Epifyyttijäkälämäärittämisen suoritin osittain itse stereomikroskoopin avulla. Tunnistuksen apuna käytin reagensseina kaliumhydroksidia (KOH), kalsiumhypokloriittia (Cl) ja p-fenyleenidiamiinia (PD). Joidenkin näytteiden määrittämisen varmisti Kimmo Jääskeläinen Helsingin yliopiston kasvimuseosta. Suurimman ja hankalimman osan näytteistä määrittä Arto Puolasmaa Turun yliopistosta. Kääpä- ja epifyyttijäkälänäytteistä osa on liitetty Oulun ja osa Helsingin yliopiston kasvimuseon kokoelmiin.

2.4 Aineiston käsittely ja tilastolliset testit

Kokonaisten maa- ja pystylahopuiden tilavuus luettiin rinnankorkeusläpimitan ja pituuden perusteella Laasasenahon ja Snellmanin (1983) kuutioimistaulukoista. Kaikkien lehtipuiden tilavuudet luettiin koivun taulukosta. Kokonaisten katajien tilavuudet luettiin Laasasenahon (1982) taimikoiden tilavuusaputaulukosta. Näin meneteltiin myös muiden puulajien kohdalla jos niiden pituus oli alle kolme metriä. Rinnankorkeusläpimitaltaan yli 10 cm rinnankorkeusläpimitaltaan olevien puiden pituuksia ei mitattu maastossa, joten ne laskettiin.

Lounais-Suomen metsäkeskukselta saatujen Satakunnan puustotietojen pohjalta tehtiin regressioyhtälöt männyn, kuusen ja koivun rinnankorkeusläpimitoista ja pituuksista. Niiden perusteella laskettiin puuttuvat pituudet. Maapuun pätkien, pötkelöiden, kantojen ja oksien tilavuudet laskettiin sylinterin tilavuuden kaavalla. Osasta pötkelöitä mitattiin rinnankorkeusläpimita. Niiden osalta tilavuudet laskettiin alle viisimetrisistä pötkelöistä sylinterin kaavalla ja viisimetristen tai sitä pidempien tilavuus luettiin Laasasenahon ja Snellmanin (1983) kuutioimistaulukosta. Kumpikin menetelmä aiheutti virhettä tuloksiin, mutta eri suuntiin. Sylinterin kaava antoi tässä tapauksessa pötkelöiden tilavuudelle yliarvion ja kuutioimistaulukko aliarvion, joiden katsottiin kompensoivan toisiaan. Kunkin kategorian lahoppuaineiston tilavuus laskettiin hehtaaria kohden koealojen keskiarvona. Näin meneteltiin, sillä koealojen koot vaihtelivat ja tuloksia on helpompi vertailla muihin tutkimuksiin. Lahoppuaineisto jouduttiin myös muuntamaan logaritmiseksi, jotta parametristen testien oletukset saatiin toteutumaan. Neljän muuttujan osalta oletukset eivät toteutuneet muunnoksen jälkeenkään, joten ne testattiin ei-parametrisella testillä (liite 2). Joidenkin lahoppumuuttujien tilavuudet olivat suhteellisen pienet, joten niistä tehtiin myös summamuuttujia laskemalla muuttujien tilavuudet yhteen. Summamuuttujia tehtiin kovimmista maatumisasteista (MA1, MA2 ja MA6), pehmeimmistä maatumisasteista (MA4 ja MA5), kapeimmista rungoista (LM1 ja LM2), järeimmistä rungoista (LM4, LM5 ja LM6) sekä ihmisen tuottamasta lahoppuusta (AS6, AS7 ja AS8).

Kategorioiden välisiä eroja lahoppuustomuuttujien suhteen testattiin parametrisella yksisuuntaisella varianssianalyysillä (Ranta ym. 1994). F-testillä havaittuja eroja tutkittiin LSD-testillä (The least significant difference test) testillä. Se on eräänlainen t-testi, joka vertaa kaikkien mahdollisten parien keskiarvoja. Se on kaikkein liberaalein varianssianalyysin post-hoc testeistä ja löytää siten helpoimmin merkitsevät erot. (Garson 2005.) Muuttujat, joiden osalta parametrinen varianssianalyysin oletukset aineiston normaalityyppisyydestä ja varianssien homogeenisuudesta eivät toteutuneet, testattiin Kruskalin-Wallisn yksisuuntaisella ei-parametrisellä varianssianalyysillä ja parittaiset vertailut Mannin-Whitneyn U-testillä. Vertailtaessa kaikkia kategorioita keskenään, tuli parittaisia vertailuja kaikkiaan kuusi. Tämä kasvattaa mahdollisuutta tyyppin I virheeseen (Ranta ym. 1994). Tässä tilanteessa olisi mahdollista käyttää Bonferronikorjausta käytettyihin merkitsevyystasoihin. Bonferronikorjaus antaa tälle aineistolle tilastollisen merkitsevyyden rajaksi 0.009, joka on hyvin tiukka arvo. Bonferronin onkin todettu kasvattavan voimakkaasti II-tyypin virheen mahdollisuutta (Nakagawa 2004). Sen vuoksi sitä ei käytetty tässä tutkimuksessa.

Lahoppuun maatumisastejakaumaa tarkasteltiin kategorioiden sisäisen hajonnan kautta. Kullakin koealalla eri maatumisasteiden tilavuuksien keskihajonnalle laskettiin variaatiokerroin eli keskihajonnan suuruus prosentteina keskiarvosta. Variaatiokertoimen arvo kertoo kuinka

tasaisesti kategorioissa oli eri lahoasteita. Perusajatus oli, että mitä tasaisemmin metsässä on eri maatumisasteita, sitä parempi on metsän lahoppuujatkumo ja sitä parempi elinympäristö se on lahottajaeliöstölle. Variaatiokerrointa käytettiin, sillä sen avulla voidaan vertailla hyvinkin erilaisten jakaumien hajontaa (Ranta ym. 1994). Variaatiokertoimet testattiin vielä lopuksi Kruskal-Wallisin yksisuuntaisella varianssianalyysillä mahdollisten kategorioiden välisten erojen löytämiseksi.

Jäkälänäytealoilla tutkitusta puustosta analysoitiin myös elävän puuston tietoja. Mukana tarkastelussa olivat siten vain yli 10 cm rinnankorkeusläpimitaltaan olevat puut. Elävän puuston määrä laskettiin runkolukuna hehtaarilla, koska elävien puiden pituutta ei mitattu eikä tilavuuksia voitu siten laskea. Järeiden lehtipuiden määrät olivat pienet, joten niistä tehtiin summamuuttuja laskemalla lehtipuiden osalta kolmen järeimmän läpimittaluokan tilavuudet (LM4, LM5 ja LM6) yhteen. Kategorioiden välisiä eroja elävän puuston määrissä analysoitiin yksisuuntaisella varianssianalyysillä neljän muuttujan osalta (liite 2). Muiden muuttujien osalta parametrinen testien oletukset eivät toteutuneet, joten kategorioiden välisiä eroja analysoitiin Kruskalin-Wallisin yksisuuntaisella varianssianalyysillä.

Eroja kategorioiden kääpä- ja epifyyttijäkälälaji- ja -havaintomäärissä tiettyä pinta-alaa kohden testattiin lahoppumuuttujien tavoin yksisuuntaisella varianssianalyysillä ja LSD-testillä. Neljän muuttujan kohdalla käytettiin Kruskalin-Wallisin yksisuuntaista varianssianalyysiä, kun parametrinen testien oletukset jäivät toteutumatta (liite 2). Koealojen kääpien ja epifyyttijäkäläien havaintoaineistolle laskettiin lahoppumuuttujien tavoin hehtaarikohtaiset arvot varianssianalyysiä varten, sillä koealat olivat erikokoisia ja niiden keskiarvojen vertailu olisi muuten ollut harhaanjohtavaa. Lisäksi epifyyttijäkäläiä kartoitettiin hiukan erikokoisilta aloilta eri kategorioissa, sillä näytealojen määrä riippui koealojen koosta. Havaintomäärät muunnettiin lisäksi logaritmisiksi parametrinen varianssianalyysin oletusten toteutumiseksi. Lajimäärä ei kasva lineaarisesti pinta-alan kasvaessa, joten koealojen lajimääriä ei voitu käsitellä samalla tavalla kuin havaintomääriä. Lajimäärien osalta logaritmisoinnin kokonaislajimäärän ja logaritmisoinnin pinta-alan välille sovitettiin regressiosuora ja kullekin koealalle laskettiin residuaalit eli pinta-alalla korjatut lajimäärät. Residuaalit testattiin varianssianalyysillä lajimäärien erojen havaitsemiseksi kategorioiden välillä. Erikseen kartoitettujen haapojen epifyyttijäkälälajisto yhdistettiin linjojen lajistoon analyysijä varten. Lajiston havaintoyksikkönä on käytetty runkoa tai muuta puun kappaletta, joilla lajia esiintyi. Kääpien havaintoaineistossa ovat mukana myös kuolleet itiöemät, joita koko aineistossa tosin oli vain muutama.

Kääpä- ja epifyyttijäkäläaineistoa analysoitiin lisäksi Renkosen samanlaisuusindeksillä (prosenttinen samanlaisuusindeksi). Se kertoo kuinka suuri osa kahden alueen lajistosta on samanlaista eli se mittaa niin sanottua β -diversiteettiä (Renkonen 1938). Indeksillä saadaan

laskemalla ensin kunkin lajin suhteellinen osuus kokonaishavaintomäärästä kategorioiden sisällä. Kahden kategorian lajistoa vertaillaan laskemalla yhteen lajien suhteelliset osuudet, jolloin mukaan valitaan aina lajiparin pienin arvo. Renkosen samanlaisuusindeksi huomioi sekä lajiston koostumuksen että lajien runsauden. Tarkoituksena oli selvittää, onko eri kategorioiden lajiston koostumuksessa eroja.

Eri kategorioiden kääpä- ja epifyyttijäkälälajimääriä analysoitiin vielä rarefaktiolla. Rarefaktio on menetelmä, jolla voidaan vertailla havaintomäärältään poikkeavien alueiden lajirunsautta tiettyä havaintomäärää kohden (James & Rathbun 1981, Kouki & Haila 1985). Ennen rarefaktion käyttöä on tiedettävä, kuinka alkuperäiset havaintomäärät jakautuvat eri lajien kesken. Tietyn kokoisessa otoksessa odotettavissa oleva lajimäärä $E(S_n)$ lasketaan seuraavan kaavan mukaan:

$$E(S_n) = \sum_{i=1}^s \left\{ 1 - \frac{(N - N_i)}{n} \right\}$$

missä S on alkuperäisen otoksen lajimäärä, N_i on lajin i yksilömäärä, N on alkuperäisen otoksen kokonaisuusyksilömäärä ja n on otoskoko, jonka odotettu lajimäärä halutaan laskea. Odotettu lajimäärä lasketaan joukon pienimmän havaintomäärän mukaan, sillä odotettua lajimäärää ei voi estimoida havaittua suuremmille havaintomäärille. Jokaiselle kategorialle laadittiin rarefaktiokäyrä, josta ilmenevät odotetut lajimäärät kullakin havaintomäärällä sekä eri lajien runsaussuhteet kyseisellä alueella. (Kouki 1985.) Tarkoituksena oli tutkia, löytyykö kategorioiden lajimääristä eroja, kun havaintomäärät ovat saman suuruiset. Jos lajistoa on paljon, mutta havaintomäärä on pieni, metsästä löytyy erilaisille lajeille soveltuvia elinympäristöjä, mutta esimerkiksi kasvualustan vähäisyys rajoittaa lajien runsastumista. Jos taas havaintoja on kertynyt, mutta lajistoa on vähän, kasvuolosuhteiden laatu saattaa olla lajien näkökulmasta yksipuolista tai jonkinlaiset leviämissesteet vaikeuttavat lajiston leviämistä.

Spearmanin järjestyskorrelaatiokertoimella tutkittiin epifyyttijäkälien ja kääpien laji- ja havaintomäärien sekä lahoppuuston ja elävän puuston välisiä tilastollisia riippuvuuksia. Muuttujien välisillä mahdollisilla korrelaatioilla voidaan pyrkiä selittämään lajiston esiintymistä.

Tilastollinen testaus suoritettiin SPSS-tilasto-ohjelmalla. Rarefaktiot ja Renkosen samanlaisuusindeksit laskettiin Index-ohjelmalla. Testeissä tilastollisesti merkitsevä tasona on käytetty $p < 0.05$ ja erittäin merkitsevä $p < 0.001$. Jatkossa tilastollisesti merkitsevällä tuloksella

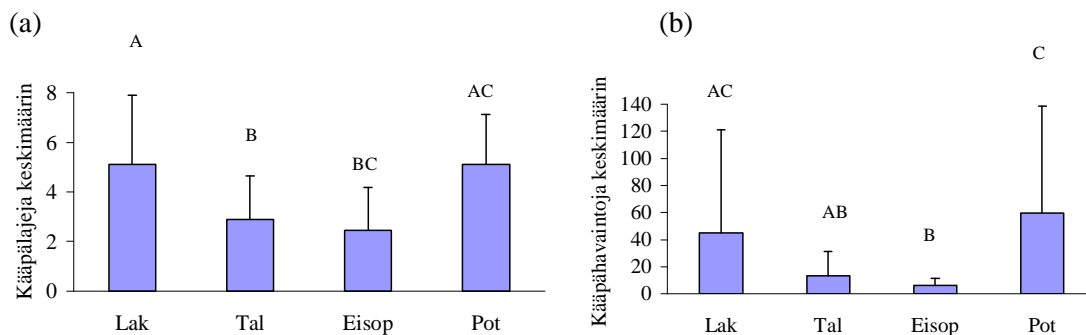
tarkoitetaan merkitsevyystason $p < 0.05$ saavuttavaa tulosta. Erittäin merkitsevät tulokset mainitaan erikseen.

3. TULOKSET

3.1 Kääpälajisto

3.1.1 Kääpälajien ja -havaintojen runsaus

Kääpälajistoa löydettiin kaikkiaan 1234 puulta tai oksalta. Kartoituksessa mukana ollutta lajistoa löytyi kaikista kategorioista yhteensä 21 kääpälajia ja 1119 havaintoa (taulukko 3). Kääpälajeja ja -havaintoja löytyi eniten Lak- ja Pot-kategorioista (taulukko 3). Kääpähavaintoja kertyi eniten Pot-kategoriasta ja vähiten Eisop-kategoriasta. Myös keskimääräiset laji- ja havaintomäärät olivat korkeimmat Lak- ja Pot-kategorioissa (kuva 3). Residuaaleilla testatuissa kääpälajimäärissä ja hehtaariohtaisilla arvoilla testatuissa kääpähavaintomäärissä oli tilastollisesti merkitsevää eroa Lak- tai Pot-kategorioilla Tal- tai Eisop-kategorioiden kanssa (kuva 3 ja liite 2). Pot- ja Eisop-kategorioiden välillä havaittiin tilastollisesti erittäin merkitsevä ero. Kääpälaji- ja/tai havaintomäärät korreloivat positiivisesti epifyyttijäkälälaji- ja -havaintomäärien kanssa (liite 3). Muita korrelaatioita kääpämuuttujilla ei havaittu.

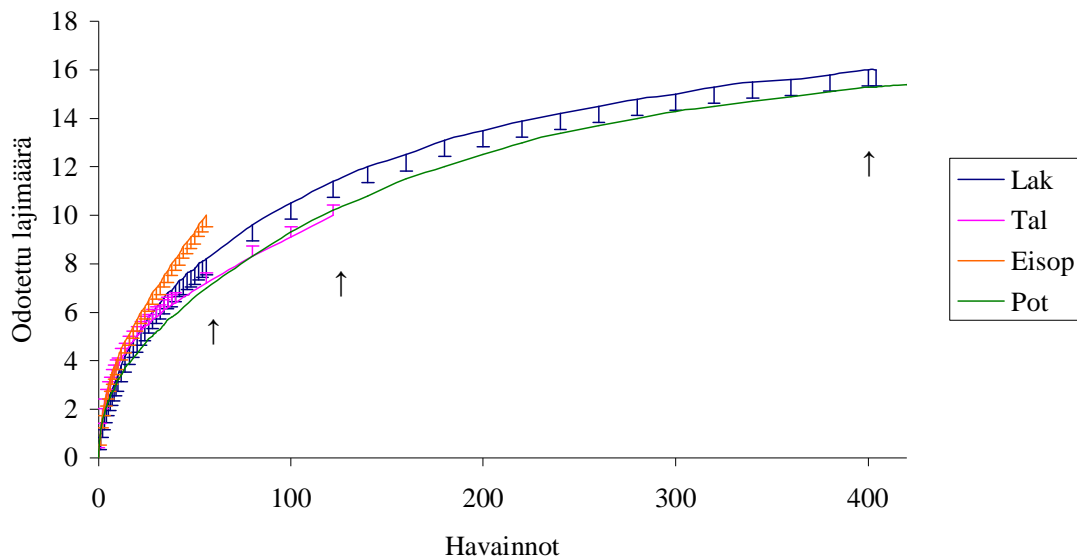


Kuva 3. (a) Löydettyjen kääpälajien ja (b) kääpähavaintojen määrä koealojen keskiarvona eri kategorioissa. Viikset osoittavat keskiarvojen keskihajonnat. Kirjaimet pylväiden päällä ilmaisevat tilastollisesti merkitsevät erot kategorioiden välillä tasolla $p < 0.05$. Jos kahdella pylväällä on sama kirjain, nämä kategoriat eivät eronneet toisistaan tilastollisesti. Kääpähavaintojen määrä erosi Pot- ja Eisop-kategorioiden kesken erittäin merkitsevästi ($p < 0.001$).

Taulukko 3. Kartoituksessa löydetyt kääpälajit, jotka olivat mukana tutkimuksessa. Taulukossa on havaintojen määrä (hav) sekä niiden suhteellinen osuus (%) koko havaintomäärästä kussakin kategoriassa. Taulukon alareunassa näkyvät vielä kunkin kategorian lajimäärät sekä lajien määrä yhteensä. VMI=vanhojen metsien indikaattorilaji, VU=uhanalainen, vaarantunut ja NT=silmälläpidettävä. Uhanalaiset ja indikaattorilajit on merkitty sinisellä.

Laji		Uhanalaisuus, indikaattorit	Lak		Tal		Eisop		Pot		Yhteensä	
			Hav	%	Hav	%	Hav	%	Hav	%	Hav	%
<i>Antrodia pulvinascens</i> (Pilát) Niemelä	poimukääpä	VMI, VU	1	0,2							1	0,1
<i>Antrodia serialis</i> (Fr.) Donk	rivikääpä				1	0,8			6	1,1	7	0,6
<i>Antrodia sinuosa</i> (Fr.) P. Karsten	kelokääpä						1	1,8	4	0,7	5	0,4
<i>Antrodia xantha</i> (Fr.: Fr.) Bondartsev & Singer	katkokääpä		3	0,7	1	0,8	1	1,8	2	0,4	7	0,6
<i>Cerrena unicolor</i> (Bull.: Fr.) Murrill	pörrökääpä		10	2,5	5	4,1	2	3,6	4	0,7	21	1,9
<i>Datronia mollis</i> (Sommerf.) Donk	kennokääpä		2	0,5	1	0,8	1	1,8			4	0,4
<i>Fomes fomentarius</i> (L.: Fr.) Fr.	taulakääpä		283	70,0	72	59,0	28	50,0	366	68,2	749	66,9
<i>Fomitopsis pinicola</i> (Sw.: Fr.) P. Karsten	kantokääpä		34	8,4	15	12,3	12	21,4	92	17,1	153	13,7
<i>Gloeophyllum sepiarium</i> (Wulfen: Fr.) P. Karsten	aidaskääpä								1	0,2	1	0,1
<i>Heterobasidion parviporum</i> Niemelä & Korhonen	kuusenjuurikääpä		2	0,5	1	0,8			4	0,7	7	0,6
<i>Inonotus obliquus</i> (Pers.: Fr.) Pilát	pakurikääpä		4	1,0	1	0,8	1	1,8	3	0,6	9	0,8
<i>Perenniporia subacida</i> (Peck) Donk	korkkikerroskääpä	VMI, NT							1	0,2	1	0,1
<i>Phellinus chrysoloma</i> (Fr.) Donk	kuusenkääpä	VMI							2	0,4	2	0,2
<i>Phellinus conchatus</i> (Pers.: Fr.) Quél	raidankääpä		3	0,7					2	0,4	5	0,4
<i>Phellinus igniarius</i> s.l at.	arinakääpä		28	6,9	19	15,6	8	14,3	33	6,1	88	7,9
<i>Phellinus laevigatus</i> (P. Karsten) Bourdot & Galzin	levykääpä		5	1,2			1	1,8	4	0,7	10	0,9
<i>Phellinus pini</i> (Brot.: Fr.) A. Ames	männynkääpä	VMI	1	0,2							1	0,1
<i>Phellinus punctatus</i> (P. Karsten) Pilát	kuhmukääpä		4	1,0							4	0,4
<i>Phellinus tremulae</i> (Bondartsev) Bondartsev & Borisov	haavankääpä		19	4,7	6	4,9			5	0,9	30	2,7
<i>Phellinus viticola</i> (Schwein. ex Fr.) Donk	riukukääpä	VMI	4	1,0			1	1,8	8	1,5	13	1,2
<i>Rigidoporus populinus</i> (Schumach.: Fr.) Pouzar	vaahterankääpä		1	0,2							1	0,1
Havainnot yht.			404	100,0	122	100,0	56	100,0	537	100,0	1119	100,0
Lajit yht.			16		10		10		16		21	

Rarefaktiolla tarkasteltiin kategoriakohtaisia odotettuja lajimääriä tietyillä havaintomäärillä (kuva 4). Pienin havaintomäärä oli Eisop-kategorian 56 havaintoa, jossa kaikkia kategorioita vertailtiin. Tällä havaintomäärällä Eisop-kategorian odotettu lajimäärä oli suurempi kuin muissa kategorioissa. Lak-, Tal- ja Pot-kategorioiden vertailu 122 havainnolla osoitti, että Lak-kategorian odotettu lajimäärä oli Tal-kategoriaa suurempi. Muiden kategorioiden välillä ei ollut tilastollista eroa. 404 havainnolla Lak- ja Pot-kategorioille tehdyssä vertailussa ei havaittu tilastollista eroa kategorioiden välillä. Rarefaktiokuvaajien muodosta nähdään, että Lak- ja Pot-kategorioiden odotettu lajimäärä ei enää juuri kasva 300 havainnon jälkeen eli koealojen koon kasvattaminen näissä kategorioissa tuskin olisi lisännyt löydettyä lajimäärää merkittävästi (kuva 4). Tal- ja Eisop-kategorian osalta se olisi saattanut olla mahdollista, mutta tämän kuvaajan perusteella ei voida tehdä varmoja päätelmiä.



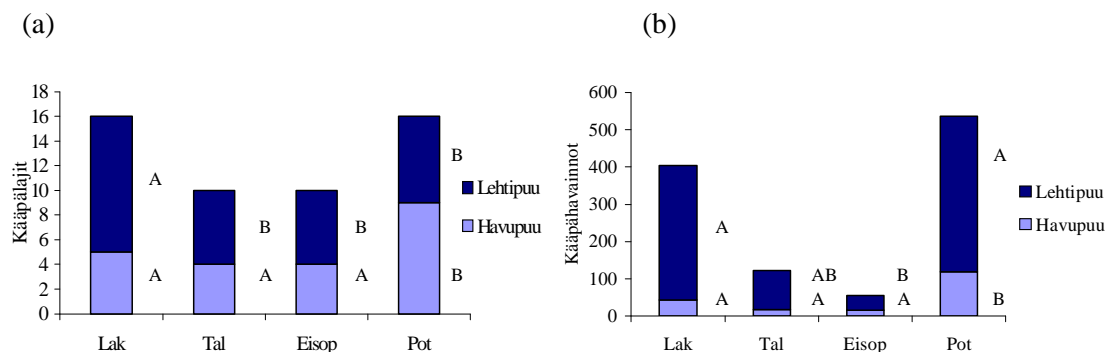
Kuva 4. Odotetut lajimäärät käpähavainnoille eri kategorioissa. Kuvassa näkyvät keskiarvon keskivirheet Lak-, Eisop- ja Pot-kategorioille. Ne ilmoittavat 95 % luottamusvälin odotetuille lajimäärille. Nuolet osoittavat havaintomäärät, joissa kategorioiden vertailu suoritettiin.

3.1.2 Käpälajiston koostumus

Yhdessäkään kategoriassa ei ollut kaikkia löydettyjä lajeja (taulukko 3). Kuusi lajia löytyi kaikista kategorioista. Seitsemän lajia löytyi vain yhdestä, joko Lak- tai Pot-kategoriasta. Lak-kategorialla oli eniten yhteisiä lajeja Pot-kategorian kanssa. Löytyneet lajit olivat suurimmaksi osaksi yleistä lajistoa. Taulakääpä, kantokääpä ja arinakääpä olivat kaikissa kategorioissa runsaimmat lajit. Taula- ja kantokääpä olivat myös yleisimmät lajit, sillä ne esiintyivät vähintään puolella koealoista joka kategoriassa. Vanhojen metsien indikaattorilajeja löytyi kaikkiaan viisi lajia, Lak- ja Pot-kategorioista kolme ja Eisop-kategoriasta yksi laji. Tal-kategoriasta ne puuttuivat kokonaan. Riukukääpää lukuun ottamatta indikaattorilajeista tehtiin

vain yksittäisiä havaintoja. Residuaaleilla testatut indikaattorilajimäärät ja hehtaariohtaiset indikaattorihavaintomäärät eivät eronneet tilastollisesti kategorioittain (liite 2). Poimukääpä, männynkääpä ja kuusenkääpä löydettiin järeältä (noin 30-50 cm) puulta, korkkikerroskääpä ja riukukääpä kapealta (alle 15 cm) rungolta tai oksalta. Indikaattorilajeista poimukääpä on uhanalainen ja korkkikerroskääpä silmälläpidettävä laji. Poimukääpä löytyi Lak-kategoriasta ja korkkikerroskääpä Pot-kategoriasta. Eisop-kategoriasta löytyi lisäksi silmälläpidettävä keltahaprakääpä (*Postia septentrionalis*), jonka itiöemät ovat yksivuotisia eikä se siksi ole mukana analyyseissä.

Löydettyistä kääpälajeista 10 oli pääsääntöisesti havupuulla ja 11 pääsääntöisesti lehtipuulla esiintyviä. Lehtipuilla esiintyviä lajeja oli havupuiden lajeja enemmän kaikissa kategorioissa Pot-kategoriaa lukuun ottamatta (kuva 5). Lehtipuiden lajeja oli eniten Lak-kategoriassa ja havupuiden lajeja Pot-kategoriassa. Sekä lehtipuilla että havupuilla kasvavien lajien residuaaleilla testatuissa lajimäärissä ja hehtaariohtaisissa havaintomäärissä oli tilastollista eroa Lak- ja/tai Pot-kategorioilla Tal- ja/tai Eisop-kategorioiden kanssa (kuva 5 ja liite 2). Havupuiden kääpähavaintojen määrä erosi tilastollisesti erittäin merkitsevästi Pot- ja Tal- sekä Pot- ja Eisop-kategorioiden välillä.



Kuva 5. (a) Lehti- ja havupuilla esiintyvien kääpälajien kokonaismäärät ja (b) kokonaishavaintomäärät kategorioittain. Pylväiden vieressä olevat kirjaimet ilmaisevat tilastollisen eron kategorioiden välillä tasolla $p < 0.05$ erikseen lehti- ja havupuiden lajistolle. Jos kahdella pylväällä on sama kirjain, nämä kategoriat eivät eroa toisistaan tilastollisesti. Havupuiden kääpähavaintojen määrä erosi Pot- ja Tal- sekä Pot- ja Eisop-kategorioiden kesken tilastollisesti erittäin merkitsevästi ($p < 0.001$).

Renkosen samanlaisuusindeksien mukaan kategorioiden kääpälajisto oli 72-88 prosenttisesti samanlainen (taulukko 4). Lajisto muistutti eniten toisiaan Lak- ja Pot-kategorioissa ja vähiten Lak- ja Eisop-kategorioissa.

Taulukko 4. Renkosen samanlaisuusindeksit eri kategorioiden välillä. Indeksillä ilmaisee kuinka suuri osa lajistosta on samanlaista kahden kategorian välillä.

	Lak	Tal	Eisop	Pot
Lak	-	84	72	88
Tal		-	83	82
Eisop			-	78
Pot				-

Kategorioiden sisällä esiintyi suurta vaihtelua koealojen laji- ja havaintomäärissä (kuva 3). Lak-kategoriassa kolmella koealalla oli alle neljä lajia. Lak-kategoriassa poikkeavia koealoja olivat L1 ja L7, joissa kääpälajistoa oli selvästi eniten. Myös kääpähavainnoista 60 % kertyi L1:ltä, joka kattoi myös 40 % kategorian pinta-alasta. Indikaattori- ja uhanalaisia lajeja oli kaikkiaan neljällä koealalla. Tal-kategoriassa alle neljä lajia oli kuudella koealalla. Tal-kategoriassa poikkeavia koealoja olivat suurimmat koealat T5 ja T6, joilla oli eniten lajeja ja 70 % kategorian kääpähavainnoista. Eisop-kategoriassa alle neljä lajia oli viidellä koealalla, joista kahdella ei ollut lajistoa lainkaan. S4- ja S9-koealoilla oli hiukan enemmän havaintoja verrattuna muihin koealoihin. Lisäksi S9-koealalta löytyi kategorian ainoa indikaattorilaji. Pot-kategoriassa kahdella koealalla oli alle neljä lajia. Pot-kategoriassa muista poikkeava oli suurin koeala P4, jolta löytyi noin puolet havainnoista. Uhanalaisia ja indikaattorilajeja löytyi kaikkiaan kolmelta koealalta.

3.1.3 Kääpälajiston ja puustomuuttujien yhteys

Kääpien kokonaislaji- ja –havaintomäärät korreloivat tilastollisesti merkitsevästi useiden lahoppu- ja elävän puuston muuttujien kanssa (liite 3). Kääpälaji- ja havaintomäärät korreloivat positiivisesti muun muassa lahoppuuston kokonaistilavuuden sekä eri maatumisasteiden tilavuuden kanssa (taulukko 5). Ihmisen tuottaman lahoppuun tilavuus ei korreloinut tilastollisesti merkitsevästi kääpälaji- ja havaintomäärien kanssa. Sen sijaan luonnontilaisten kantojen tilavuus korreloi positiivisesti kääpien havaintomäärän kanssa (liite 3). Elävä lehtipuusto korreloi positiivisesti kääpälaji- ja –havaintomäärien kanssa (taulukko 5). Elävien havupuiden ja elävien kuusten määrä korreloi positiivisesti indikaattorikääpälaji- ja –havaintomäärien kanssa (liite 3). Koealojen pinta-ala korreloi positiivisesti kääpälaji- ja havaintomäärien kanssa.

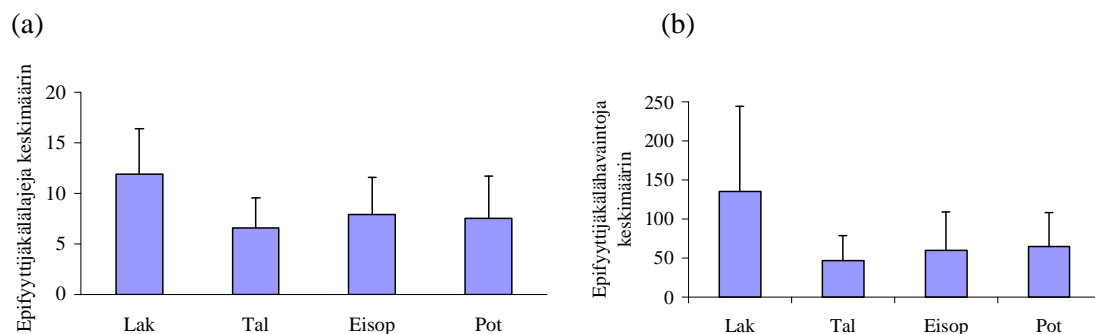
Taulukko 5. Kääpälaji- ja -havaintomäärän sekä elävän ja lahoppuuston muuttujien väliset Spearmanin järjestyskorrelaatiokertoimet (r_s). Tähdet osoittavat tilastolliset merkitsevyydet tasoilla: * $p < 0.05$, ** $p < 0.001$.

Muuttuja	Selitys	Spearmanin järjestyskorrelaatiokerroin rho	
		Kääpälajimäärä	Kääpähavaintomäärä
Koko lahoppuusto		0.408*	0.381*
MA2	kova puu	0.349*	0.325
MA3	osittain laho	0.336*	0.426*
MA4	suureksi osaksi laho	0.375*	0.322
MA5	täysin laho	0.409*	0.383*
MA6	kelo	0.466*	0.323
AS1	Maapuu	0.402*	0.372*
AS2	Pystypuu ja konkelo	0.413*	0.423*
AS4	Luonnontilainen oksa	0.342*	0.450*
LM1	Lahoppu, RKL < 9,9 cm	0.307	0.352*
LM2	Lahoppu, RKL 10-19,9 cm	0.472*	0.461*
Elävät lehtipuut		0.461*	0.505*
Elävä järeät lehtipuut LM456	Elävä järeät lehtipuut, RKL > 30 cm	0.579**	0.339*
Koealojen pinta-ala		0.452*	0.475*

3.2 Epifyyttijäkälälajisto

3.2.1 Epifyyttijäkälälajien ja -havaintojen määrä

Epifyyttijäkälää tutkittiin kaikkiaan 2342 rungolta, ja kartoitettua lajistoa löytyi 1446 rungolta eli 62 %:lta tutkituista rungoista. Tutkittuja lajeja löytyi yhteensä 38 ja havaintoja 2754 (taulukko 6). Lajeja oli eniten Lak-kategoriassa (taulukko 6 ja kuva 6). Muissa kategorioissa lajimäärät olivat keskenään lähes samat. Havaintojen määrä oli Lak-kategoriassa lähes kaksinkertainen Pot- ja Eisop-kategorioihin verrattuna ja lähes kolminkertainen Tal-kategoriaan verrattuna. Kategorioiden keskimääräiset laji- ja havaintomäärät olivat myös selvästi suuremmat Lak-kategoriassa muihin verrattuna (kuva 6). Residuaalien perusteella testatuissa lajimäärissä ja hehtaarikohtaisilla arvoilla testatuissa havaintomäärissä ei kuitenkaan ollut tilastollista eroa kategorioiden välillä (liite 2). Tähän vaikuttivat kategorioiden sisäiset hajonnat laji- ja havaintomäärissä, jotka olivat suuret kaikissa kategorioissa (kuva 6). Epifyyttijäkälälaji- ja havaintomäärät korreloivat positiivisesti kääpälaji- ja/tai havaintomäärien sekä indikaattorijäkälän laji- ja havaintomäärän kanssa (liite 3).

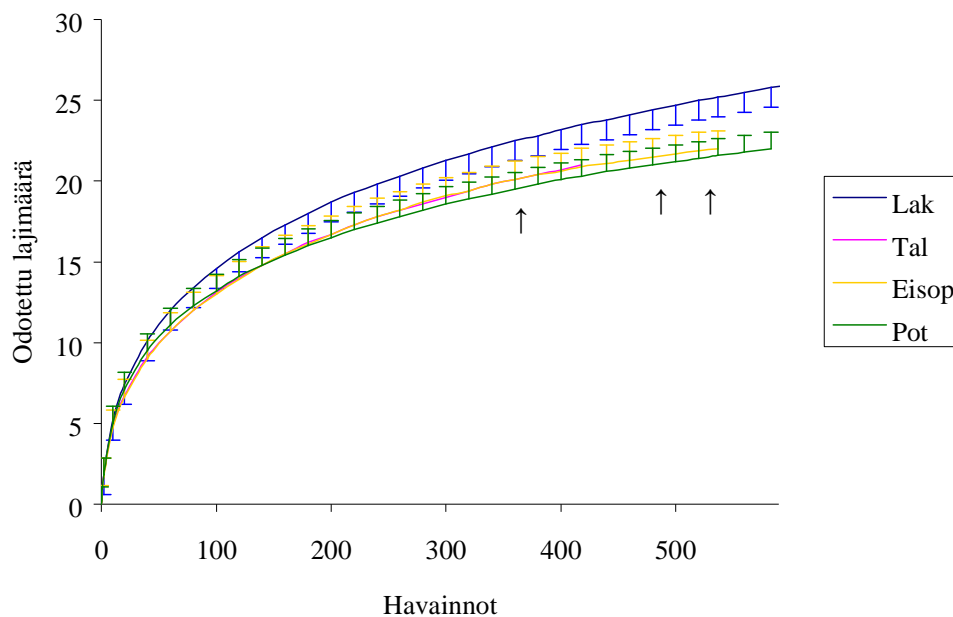


Kuva 6. (a) Epifyyttijäkälälajien ja (b) Epifyyttijäkälähavaintojen määrä koealojen keskiarvona eri kategorioissa. Viikset osoittavat keskiarvojen keskihajonnat.

Taulukko 6. Kartoituksessa löydetyt epifyyttijäkälälajit, jotka olivat mukana tutkimuksessa. Taulukossa on havaintojen määrä (hav) sekä niiden suhteellinen osuus (%) koko havaintomäärästä kussakin kategoriassa. Taulukon alareunassa näkyvät vielä kunkin kategorian lajimäärät sekä lajien määrä yhteensä. VMI = vanhojen metsien indikaattorilaji, CR=äärimmäisen uhanalainen, VU=uhanalainen, vaarantunut ja NT=silmälläpidettävä. Indikaattori- ja uhanalaiset lajit on merkitty sinisellä.

Laji	Uhanalaisuus	Lak		Tal		Ei-sop		Pot		Yhteensä	
		Hav.	%	Hav.	%	Hav.	%	Hav.	%	Hav.	%
<i>Acrocordia cavata</i> (Ach.) R. C. Harris	lännepiestijäkälä	VMI, CR	1	0,1						1	0,0
<i>Alectoria sarmentosa</i> (Ach.) Ach.	korpiuppo	VMI	6	0,5	3	0,7	3	0,6	5	17	0,6
<i>Bacidia rubella</i> (Hoffm.) Massal.	punakuprujäkäliä	VMI, NT	3	0,2						3	0,1
<i>Biatora</i> sp.	ruskeiset		9	0,7	1	0,2	4	0,7	15	29	1,1
<i>Bryoria capillaris</i> (Ach.) Brodo & D. Hawksw.	harmaaluppo		477	39,2	158	37,8	240	44,7	254	43,6	41,0
<i>Bryoria fremontii</i> (Tuck.) Brodo & D. Hawksw.	kanadanluppo	VMI	2	0,2	2	0,5				4	0,1
<i>Bryoria furcellata</i> (Fr.) Brodo & D. Hawksw.	tupsuluppo	VMI	2	0,2	2	0,5	1	0,2		5	0,2
<i>Bryoria fuscescens</i> (Gyelnik) Brodo & D. Hawksw.	tummaluppo		23	1,9	14	3,3	15	2,8	32	84	3,1
<i>Calicium glaucellum</i> Ach.	härmänuppijäkäliä					1	0,2	1	0,2	2	0,1
<i>Calicium parvum</i> Tibell	pikkunuppijäkäliä	VMI	5	0,4	16	3,8	26	4,8	2	49	1,8
<i>Calicium salicinum</i> Pers.	pajunnuppijäkäliä					1	0,2			1	0,0
<i>Calicium trabinellum</i> (Ach.) Ach.	kantonuppijäkäliä							1	0,2	1	0,0
<i>Calicium viride</i> Pers.	vihernuppijäkäliä		3	0,2	2	0,5	2	0,4	1	8	0,3
<i>Chaenotheca brachypoda</i> (Ach.) Tibell	lahoneulajäkälä	VMI	1	0,1						1	0,0
<i>Chaenotheca brunneola</i> (Ach.) Müll.Arg.	keloneulajäkälä			4	1,0	4	0,7	17	2,9	25	0,9
<i>Chaenotheca chlorella</i> (Ach.) Müll.Arg.	viherneulajäkälä	VMI, NT	1	0,1						1	0,0
<i>Chaenotheca chrysocephala</i> (Ach.) Th.Fr.	keltaneulajäkälä		205	16,9	51	12,2	68	12,7	76	400	14,5
<i>Chaenotheca ferruginea</i> (Turner ex Sm.) Mig.	ruosteneulajäkälä		70	5,8	28	6,7	23	4,3	42	163	5,9
<i>Chaenotheca furfuracea</i> (L.) Tibell	varjoneulajäkälä							1	0,2	1	0,0
<i>Chaenotheca gracillima</i> (Vain.) Tibell	hentoneulajäkälä	VMI	1	0,1						1	0,0
<i>Chaenothecopsis</i> (Vain.) sp.			35	2,9	4	1,0	2	0,4	2	43	1,6
<i>Chaenotheca trichialis</i> (Ach.) Th.Fr.	suomuneulajäkälä		27	2,2	6	1,4	2	0,4	3	38	1,4
<i>Chaenotheca xyloxyena</i> Nadv.			1	0,1						1	0,0
<i>Lecanactis abietina</i> (Ach.) Körber	kuusenhärmäjäkäliä	VMI			1	0,2	2	0,4	19	22	0,8
<i>Leptogium saturninum</i> (Dickson) Nyl.	samettikesijäkälä	VMI	6	0,5			4	0,7		10	0,4
<i>Lobaria pulmonaria</i> (L.) Hoffm.	raidankehkojäkäliä	VMI	5	0,4			1	0,2		6	0,2
<i>Mycobilimbia</i> sp.	ruskeiset		9	0,7						9	0,3
<i>Mycoblastus sanguinarius</i> (L.) Norman	verikorpijäkäliä		14	1,2	1	0,2			5	20	0,7
<i>Nephroma parile</i> (Ach.) Ach.	jauhemunuaisjäkäliä	VMI	4	0,3						4	0,1
<i>Ochrolechia androgyna</i> (Hoffm.) Arnold	jauhekermajäkäliä		21	1,7	8	1,9	8	1,5	7	44	1,6
<i>Peltigera aphthosa</i> (L.) Willd.	piikkunahkäjäkäliä	VMI			1	0,2				1	0,0
<i>Peltigera canina</i> (L.) Willd.	huopanahkäjäkäliä	VMI	2	0,2	1	0,2	6	1,1	7	16	0,6
<i>Peltigera leucophlebia</i> (Nyl.) Gyelnik	ahonahkäjäkäliä	VMI	1	0,1						1	0,0
<i>Peltigera praetextata</i> (Flörke ex Sommerf.) Zopf	karstanahkäjäkäliä	VMI	2	0,2			2	0,4	1	5	0,2
<i>Sclerophora peronella</i> (Ach.) Tibell	koivunhuhmarjäkäliä	VMI, VU	1	0,1						1	0,0
<i>Usnea filipendula</i> Stirt.	riippunaava		149	12,3	107	25,6	104	19,4	87	447	16,2
<i>Usnea hirta</i> (L.) Wigg.	tupsunaava		20	1,6	1	0,2			2	23	0,8
<i>Usnea subfloridana</i> Stirt.	tukkanaava		110	9,0	7	1,7	18	3,4	3	138	5,0
Havainnot yht.		1216	100	418	100	537	100	583	100	2754	100
Lajit yht.		31		21		22		22		38	

Kategorioiden odotettua lajimäärää vertailtiin kolmella eri näytekoolla (kuva 7). 418 havainnossa vertailtiin kaikkia kategorioita keskenään, jolloin Lak-kategorian odotettu lajimäärä oli merkittävästi suurempi kuin Eisop- ja Pot-kategorioissa. Muiden kategorioiden välillä ei ollut tilastollisesti merkitsevää eroa. 537 havainnossa vertailtiin Lak-, Pot- ja Eisop-kategorioita ja tulos oli sama kuin pienemmällä havaintomäärällä. 583 havainnossa Lak-kategorian odotettu lajimäärä oli Pot-kategoriaa suurempi. Rarefaktiokäyrien muodon perusteella odotettu lajimäärä kasvoi kaikissa kategorioissa enää vain hyvin hitaasti yli 300 havainnolla (kuva 7). Kartoitetun alan koko näyttäisi siten olleen riittävä lajiston valtaosan havaitsemiseen.



Kuva 7. Odotetut lajimäärät epifyyttijäkälähavainnoille eri kategorioissa. Kuvassa näkyvät keskiarvon keskivirheet Lak-, Eisop- ja Pot-kategorioille. Ne ilmoittavat 95 % luottamusvälin odotetuille lajimäärille. Nuolet osoittavat havaintomäärät, joilla kategorioiden vertailu suoritettiin.

3.2.2 Epifyyttijäkälälajiston koostumus

Yhdessäkään kategoriassa ei ollut kaikkia löydettyjä lajeja (taulukko 6). 14 lajia löytyi kaikista kategorioista. Vain yhdestä kategoriasta löytyviä lajeja oli samoin 14 ja niistä pääosa esiintyi Lak-kategoriassa. Kaikissa kategorioissa runsaimmat ja yleisimmät lajit olivat harmaaluppo, keltaneulajäkälä ja riippunaava (taulukko 6). Ne kattoivat noin 70 % havainnoista kaikissa kategorioissa ja niitä oli yli puolella koealoista joka kategoriassa. Vanhojen metsien indikaattorilajeja löytyi 18, mikä oli lähes puolet koko lajistosta (taulukko 7). Niistä kaksi oli uhanalaista ja kaksi silmälläpidettävää lajia ja ne löytyivät Lak-kategoriasta. Sekä määrällisesti että suhteellisesti eniten indikaattorilajeja löytyi Lak-kategoriasta, jossa niitä oli 52 %

kategorian koko epifyyttijäkälälajimäärästä. Muissa kategorioissa indikaattorijäkälälajien osuus oli kolmas-neljäsosa epifyyttijäkälän kokonaislajimäärästä. Indikaattorihavainnot ja oli eniten Eisop- ja lähes saman verran Lak-kategoriassa (taulukko 7). Yksittäisten lajien havainnot nostivat suuresti Tal-, Eisop- ja Pot-kategorioiden indikaattorilajihavaintojen kokonaismäärää. Tal- ja Eisop-kategorioiden indikaattorilajihavainnoista 60 % oli pikkunuppijäkälähavainnot ja Pot-kategoriassa havainnoista yli puolet oli kuusenhärmäjäkälää. Indikaattorijäkälän residuaaleilla testatuista kokonaislajimäärästä ja hehtaarikohtaisista kokonaishavaintomäärästä ei löytynyt tilastollista eroa kategorioiden väliltä (liite 2). Myöskään kääpien ja epifyyttijäkälän yhteenlasketussa aineistossa indikaattorilajien residuaaleissa ja hehtaarikohtaisissa indikaattorihavaintomäärissä ei ollut tilastollista eroa.

Taulukko 7. Vanhojen metsien indikaattorilajiston, järeiden lehtipuiden lajiston (lännenpistejäkälä, punakuprujäkälä, samettikesijäkälä, raidankeuhkojäkälä, jauhemunuaisjäkälä, nahkajäkälät, koivunhuhmarjäkälä ja lahoneulajäkälä), partamaisen lajiston (naavat ja lupot) sekä nokinuppisten (nuppijäkälät, neulajäkälät, neulakat ja koivunhuhmarjäkälä) jakautuminen kategorioittain. Sama laji voi kuulua useaan ”ryhmään”, joten yhteenlasketut määrät eivät noudata todellisia kokonaismääriä.

	Indikaattorit		Järeiden lehtipuiden lajit		Partamaiset lajit		Nokinuppiset	
	Lajit	Havainnot	Lajit	Havainnot	Lajit	Havainnot	Lajit	Havainnot
Lak	16	43	10	26	8	789	11	350
Tal	7	26	2	2	8	294	7	111
Eisop	8	45	4	13	6	381	9	129
Pot	5	34	2	8	6	383	10	146
Yhteensä	18	148	11	49	8	1847	16	736

Epifyyttijäkälähavainnoista valtaosa tehtiin kuuselta. Kaikista löydettyistä epifyyttijäkälälajeista vajaa kolmasosa oli järeillä lehtipuilla kasvavaa lajistoa (lännenpistejäkälä, punakuprujäkälä, samettikesijäkälä, raidankeuhkojäkälä, jauhemunuaisjäkälä, pilkkunahkajäkälä, huopannahkajäkälä, ahonahkajäkälä, karstannahkajäkälä, koivunhuhmarjäkälä sekä lahoneulajäkälä) (taulukot 6 ja 7). Nahkajäkälät kasvavat tavallisesti maassa tai maapuilla ja niillä on indikaattoriarvoa vain kasvaessaan selvästi pystyrungolla. Muut edellä luetellut lajit ovat selkeästi epifyyttejä. Lak-kategoriasta löytyivät lähes kaikki järeiden lehtipuiden lajit, muista kategorioista niitä löytyi huomattavasti vähemmän (taulukko 7). Järeiden lehtipuiden lajiston havainnoista noin puolet tehtiin Lak-kategoriasta.

Partamaiset jäkälät (korpiluppo, harmaaluppo, kanadanluppo, tupsuluppo, tummaluppo, riippunaava, tupsunaava sekä tukkanaava) muodostivat noin viidesosan koko löytyneestä lajistosta (taulukot 6 ja 7). Lak- ja Tal-kategorioista löytyivät kaikki partamaiset jäkälälajit. Lak-kategoriasta löytyi lisäksi vajaa puolet kaikista partamaisten jäkälän havainnoista.

Rupijäkälälajit (nokinuppiset, lännenpistejäkälä, punakuprujäkälä, ruskeiset, kuusenhärmäjäkälä, verikorpijäkälä sekä jauhekermajäkälä) kattoivat 60 % koko löydetystä lajistosta (taulukot 6 ja 7). Pelkkien nokinuppilajien (nuppijäkälät, neulajäkälät, neulakat sekä koivunhuhmarjäkälä) määrä oli noin 40 % koko epifyyttijäkälälajistosta (taulukot 6 ja 7). Nokinuppilajeja löytyi eniten Lak-kategoriasta, muista hieman vähemmän. Nokinuppihavainnoista lähes puolet löytyi Lak-kategoriasta, joista keltanuppijäkälä muodosti valtaosan. Kategorioiden välillä ei kuitenkaan ollut tilastollisesti merkitsevää eroa järeiden lehtipuiden lajien, partamaisten jäkälien tai nokinuppisten residuaaleilla testatuissa lajimäärissä ja hehtaariohtaisissa havaintomäärissä (liite 2).

Renkosen samanlaisuusindeksin mukaan epifyyttijäkälälajisto muistutti toisiaan eniten Eisop- ja Tal- sekä Eisop- ja Pot-kategorioissa (taulukko 8). Vähiten yhteistä oli Lak-kategoriolla muiden kategorioiden kanssa.

Taulukko 8. Renkosen samanlaisuusindeksit eri kategorioiden välillä. Indeksillä ilmaisee kuinka suuri osa lajistosta on samanlaista kahden kategorian välillä.

	Lak	Tal	Eisop	Pot
Lak	-	78	79	78
Tal		-	87	81
Eisop			-	85
Pot				-

Kategorioiden sisäinen vaihtelu epifyyttijäkälälaji- ja havaintomäärissä oli suhteellisen suurta (kuva 6). Lak-kategoriassa keskiarvosta poikkesivat eniten suurin koeala L1 sekä pienet koealat L7 ja L8, joilta kultakin löytyi vähintään puolet kategorian epifyyttijäkälälajeista. Havainnoista kolmasosa löytyi L1:ltä. Indikaattori- ja uhanalaista lajistoa oli seitsemällä koealalla. Partamaisia jäkäliä löytyi kaikilta koealoilta. Järeiden lehtipuiden lajeja löytyy viideltä koealalta. Nokinuppisia ei löytynyt lainkaan yhdeltä koealalta. Lak-kategoriassa oli vain yksi koeala, josta löytyi viisi lajia tai vähemmän. Tal-kategoriassa tällaisia koealoja oli neljä. Tal-kategoriassa epifyyttijäkälälajistoltaan poikkesi T7, josta löytyi vain kaksi lajia. Indikaattorilajeja löytyi kuudelta koealalta ja järeiden lehtipuiden lajeja kahdelta koealalta. Partamaisia jäkäliä löytyi kaikilta koealoilta, samoin nokinuppisia yhtä koealaa lukuun ottamatta. Eisop-kategoriassa S4 ja S5 löytyi $\frac{2}{3}$ havainnoista. Indikaattorilajeja oli kahdeksalla koealalla ja järeiden lehtipuiden lajeja neljällä koealalla. Partamaisia jäkäliä löytyi kaikilta koealoilta, samoin nokinuppisia yhtä koealaa lukuun ottamatta. Koealoja, joilla oli viisi lajia tai vähemmän löytyi kolme. Pot-kategoriassa tällaisia koealoja oli yksi. P4:lta löytyi $\frac{2}{3}$ epifyyttijäkälälajeista ja $\frac{1}{4}$ -havainnoista. P2:lla lajistoa ei ollut lainkaan, sillä jäkäläruutu osui

taimikkoon. Indikaattorilajeja löytyi kahdeksalta koealalta, samoin partamaisia jäkäliä. Järeiden lehtipuiden lajeja löytyi kolmelta koealalta. Nokinupiset puuttuivat kolmelta koealalta.

3.2.3 Epifyyttijäkälälajiston ja puustomuuttujien yhteys

Epifyyttijäkälälajisto korreloi useiden puustomuuttujien kanssa (liite 3). Elävän puuston muuttujista epifyyttijäkäläien kokonaislaji- ja havaintomäärä korreloivat positiivisesti elävien kuusten määrä kanssa (taulukko 9). Lahopuumuuttujista voimakkaimmat positiiviset korrelaatiot epifyyttijäkälälaji- ja -havaintomäärillä oli lahoimman maatumisasteen ja kelojen, maapuiden, luonnontilaisten kantojen sekä 10-39,9 cm lahopuiden tilavuuden kanssa. Sahatuilla pätkillä ja hakkuutähteillä havaittiin negatiivinen korrelaatio epifyyttijäkälälajimäärän kanssa. Indikaattorilaji- ja -havaintomäärät korreloivat tilastollisesti merkitsevästi ainoastaan kelojen tilavuuden sekä 30-39,9 cm lahopuun tilavuuden kanssa (liite 3).

Taulukko 9. Epifyyttijäkälälaji- ja -havaintomäärän sekä elävän ja lahopuuston muuttujien väliset Spearmanin järjestyskorrelaatiokertoimet (r_s). Tähdet osoittavat tilastolliset merkitsevydet tasoilla: * $p < 0.05$, ** $p < 0.001$.

Muuttuja	Selitys	Spearmanin järjestyskorrelaatiokerroin (ρ)	
		Jäkälälajimäärä	Jäkälähavaintomäärä
Elävät kuuset		0.487*	0.638**
Koko lahopuusto		0.315	0.356*
Kuusilahopuu		0.323	0.394*
MA4	suureksi osaksi laho	0.249	0.331*
MA5	täysin laho	0.418*	0.440*
MA6	kelo	0.387*	0.263
AS1	Maapuu	0.365*	0.404*
AS3	Pökkö	0.305	0.397*
AS5	Luonnontilainen kanto	0.386*	0.396*
AS7	Sahattu pätke	-0.340*	-0.222
AS8	Hakkuutähteet	-0.330*	-0.281
LM2	Lahopuu, RKL 10-19,9 cm	0.357*	0.392*
LM3	Lahopuu, RKL 20-29,9 cm	0.323	0.450*
LM4	Lahopuu, RKL 30-39,9 cm	0.369*	0.449*
LM6	Lahopuu, RKL > 50 cm	-0.327	-0.358*

3.3 Lahopuun määrä ja laatu

3.3.1 Lahopuuston kokonaismäärä

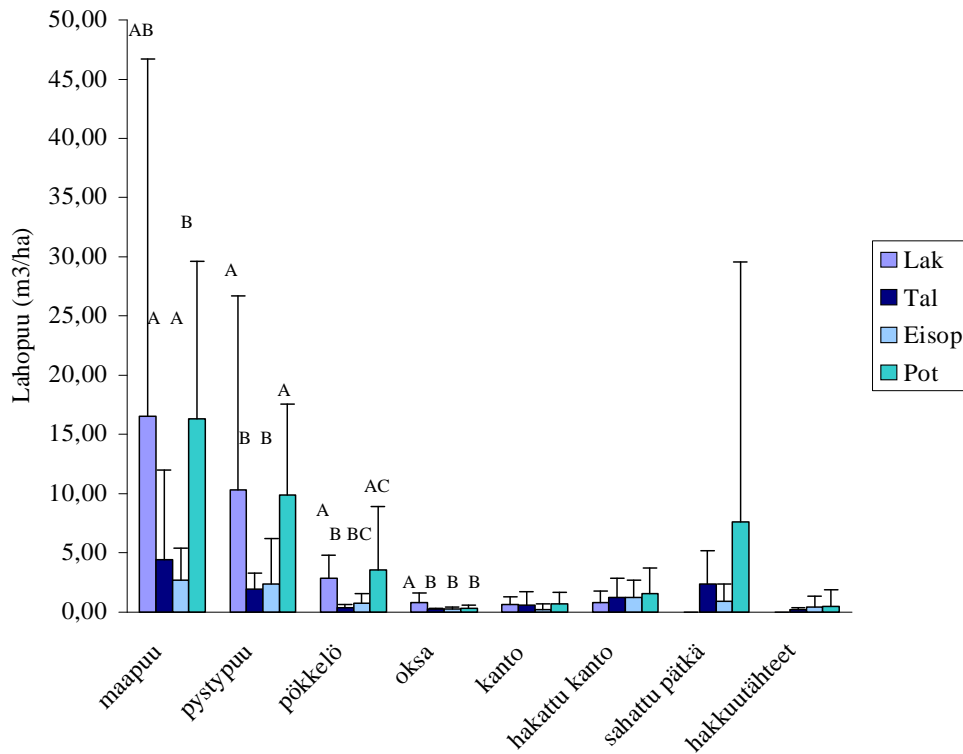
Lahopuustoa oli eniten Pot-kategoriassa, jossa sitä oli keskimäärin 40,5 m³/ha (liite 4). Lak-kategoriassa lahopuuta oli noin neljännes vähemmän. Tal- ja Eisop-kategorioissa lahopuuta oli kaikkiaan vain noin neljännes Pot-kategorian lahopuun määrästä. Tilastollisesti merkitsevät erot löytyivät Lak- ja Eisop-kategorioiden, Pot- ja Tal-kategorioiden sekä Pot- ja Eisop-kategorioiden väliltä (liite 2).

Kategorioiden sisäinen hajonta oli suurta kaikissa kategorioissa (liite 4). Lak-kategoriassa oli neljä koealaa, joissa lahoppuun kokonaismäärä oli alhaisempi kuin Tal-kategoriassa keskimäärin ja kahdella koealalla lahoppuuta oli vähemmän kuin Eisop-kategoriassa keskimäärin. Pot-kategoriassa kahden koealan lahoppuumäärä jäi alle sekä Tal- että Eisop-kategorioiden keskimääräisen lahoppuumäärän. Lisäksi Lak- ja Pot-kategorioissa oli molemmissa yksi koeala, joka nosti lahoppuun kokonaismäärän keskiarvoa merkittävästi näissä kategorioissa. Kategorioiden kokonaislahoppuumäärän keskiarvo laskee noin 10 m³:llä jos nämä koealat jätetään pois tarkastelusta. Tal- ja Eisop-kategorioissa vain yhdellä koealalla oli runsaammin (noin 30 m³/ha) lahoppuuta. Lak- ja Pot-kategorioissa oli useita (3-4) runsaslahoppuustoisia (lahoppuuta yli 40 m³/ha) koealoja.

Kokonaislahoppu jaettiin pysty- ja maapuustoon. Pystypuusto koostuu pystypuu- ja pötkkelömuuttujista ja maapuusto muuttujista maapuu, luonnontilainen oksa, luonnontilainen ja sahattu kanto, sahattu pätikä ja hakkuutähteet. Kaikissa kategorioissa maapuustoa oli keskimäärin pystypuustoa enemmän (liite 4). Eniten pysty- ja maapuustoa oli Pot-kategoriassa. Pystypuustoa oli vähiten Tal-kategoriassa ja maapuustoa Eisop-kategoriassa. Hajonnat pysty- ja maapuuston tilavuuksissa olivat suuria kaikissa kategorioissa (liite 4). Pystypuustossa hajonta oli erityisen suurta Lak- ja Eisop-kategorioiden osalta. Maapuuston määrässä ei ollut tilastollista eroa kategorioiden välillä (liite 2). Pystypuuston määrässä oli eroa kategorioiden Lak-Tal, Lak-Eisop, Pot-Tal ja Pot-Eisop välillä (liite 2).

3.3.2 Lahoppuuston laatu

Yksittäisistä lahoppuutyypeistä maapuun, pystypuun ja pötkkelöiden keskimääräinen tilavuus oli selvästi suurin Lak- ja Pot-kategorioissa (kuva 8, liite 4). Ihmisen tuottamaa lahoppuuta (sahattuja pätikiä, sahattuja kantoja ja hakkuutähteitä) oli eniten Pot-kategoriassa ja vähiten Lak-kategoriassa. Hajonta oli suurta kaikissa lahoppuutyypeissä ja kategorioissa, parhaimmillaan yli sata prosenttia keskiarvosta. Tilastollista eroa löytyi maapuu-, pystypuu-, pötkkelö- tai luonnontilainen oksa-muuttujien tilavuuksista Lak- ja/tai Pot-kategorioista joidenkin kategorioiden väliltä (kuva 8 ja liite 2). Sahattujen pätkien tilavuus ei eronnut kategorioiden välillä suurista eroista huolimatta, sillä kategorioiden sisäiset hajonnat olivat hyvin suuret. Pot-kategoriassa ihmisen tuottaman lahoppuun määrää lisäsi merkittävästi yksi koeala. Ilman tätä koealaa Pot-kategorian ihmisen tuottaman lahoppuun määrä jäisi alle Tal- ja Eisop-kategorioiden.

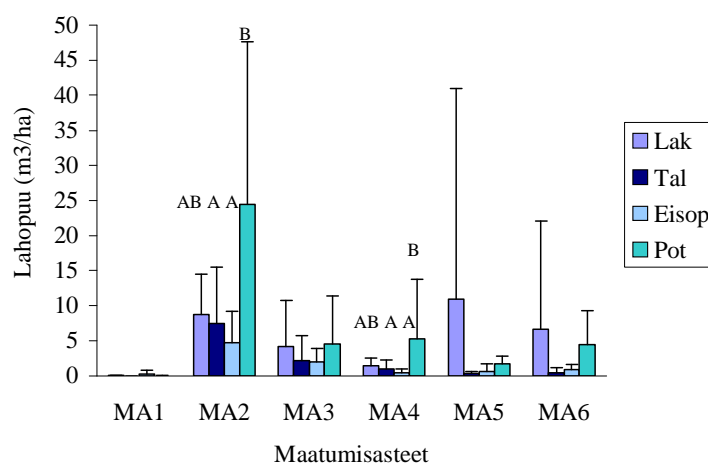


Kuva 8. Lahopuun jakaantuminen eri lahopuutyyppeihin. Viikset osoittavat keskiarvojen keskihajonnat. Pylväiden päälle on merkitty kirjaimin kategorioiden tilastollisesti merkitsevät eroavaisuudet lahopuutyypeittäin merkitsevyystasolla $p < 0.05$. Jos kahdella pylväällä on sama kirja, nämä kategoriat eivät eroa toisistaan tilastollisesti.

Yksittäisten kategorioiden sisältämästä lahopuusta maapuuta oli runsaimmin kaikissa kategorioissa (kuva 8 ja liite 4). Pystypuuta oli toiseksi eniten eri kategorioissa Tal-kategoriaa lukuun ottamatta. Oksat ja kannot muodostivat ymmärrettävästi vain pienen osan koko lahopuun tilavuudesta. Ihmisen tuottamaa lahopuuta (hakattu kanto, sahattu pätke ja hakkuutähteet) oli Tal-, Eisop- ja Pot-kategorioissa vähintään viidesosa kategorioiden kokonaislahopuusta. Lak-kategoriassa oli vain hakattuja kantoja, jotka muodostivat pari prosenttia kategorian kokonaislahopuusta. Maapuu oli Tal-kategoriassa suurimmaksi osaksi koivua, muissa kuusta. Lak- ja Tal-kategorioiden pystypuusta enemmistö oli mäntyä, muissa kuusta. Pötkelöt koostuivat suurimmaksi osaksi lehtipuulahopuusta Eisop-kategoriaa lukuun ottamatta, jossa pötkelölahopuun määrä oli kuitenkin hyvin pieni. Ihmisen tuottamasta lahopuusta oli puolet mäntyä, puolet koivua. Muissa kategorioissa se oli suurimmaksi osaksi kuusta.

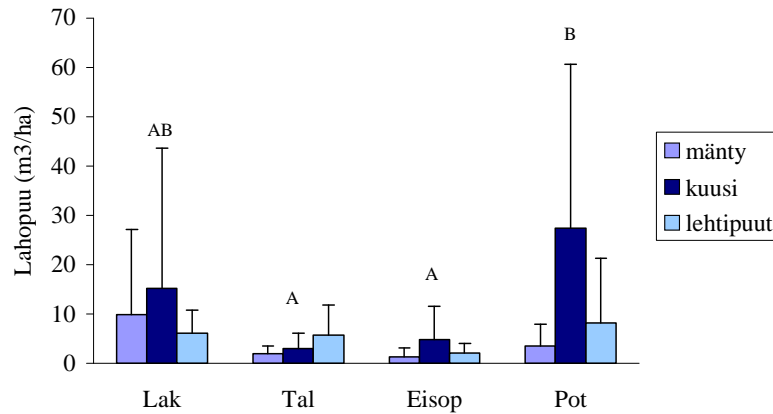
Maatumisastejakauma ei ollut tasainen missään kategoriassa, sillä eri maatumisasteiden tilavuuksien variaatiokertoimet olivat suuria kaikissa kategorioissa. Keskimääräinen variaatiokertoimen suuruus vaihteli jonkin verran kategorioittain, mutta tilastollisesti merkitsevää eroa kategorioiden väliltä ei löytynyt (liite 2). Variaatiokerroin oli keskimäärin suurin ja siten maatumisastejakauma epätasaisin Tal-kategoriassa (165,6) ja pienin Eisop-

kategoriassa (134,5). Lak- (149,8) ja Pot-kategoriassa (139,0) se oli tältä väliltä. Kovaa maatumisastetta (MA2) löytyi maatumisasteista runsaimmin kaikista kategorioista Lak-kategoriaa lukuun ottamatta (kuva 9). Sen osuus oli Lak-kategoriassa kolmannes, muissa yli puolet kategorioiden kokonaislahopuusta. Vasta kuollutta puuta (MA1) löytyi vain Eisop-kategoriasta. Keloja (MA6) oli lähinnä Lak- ja Pot-kategorioissa. Lahoimpia maatumisasteita (MA4 ja MA5) löytyi lähinnä Pot- ja Lak-kategorioista. Lak-kategoriassa lahointa maatumisastetta oli runsaimmin, kolmannes kategorian kokonaislahopuusta. Tilastollista eroa eri kategorioiden kesken löytyi muuttujista MA2 ja MA4 sekä kovan puuston summamuuttujasta (MA126) Pot- ja Tal- sekä Pot- ja Eisop-kategorioiden väliltä (kuva 9 ja liite2).



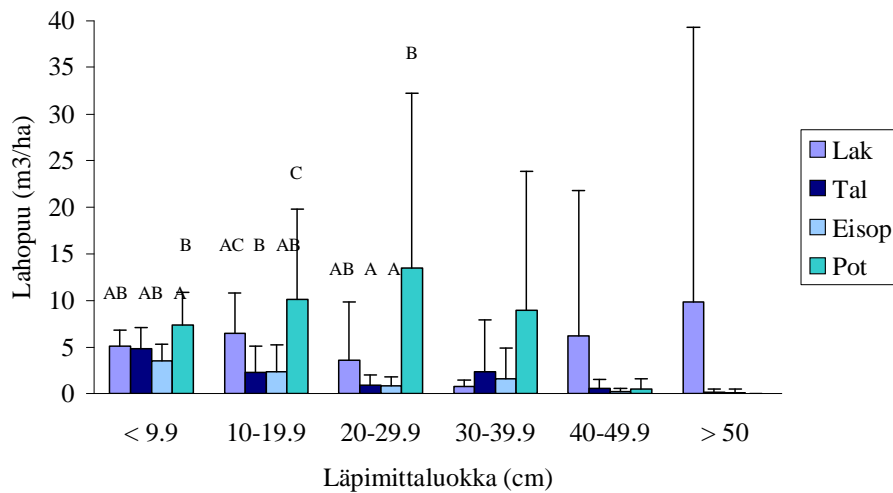
Kuva 9. Lahopuun keskimääräiset tilavuudet (m³/ha) maatumisasteittain eri kategorioissa. Pylväisiin piirretyt viikset osoittavat keskiarvojen keskihajonnat. Pylväiden päällä olevat kirjaimet ilmaisevat tilastolliset erot kategorioiden välillä maatumisasteissa MA2 ja MA4 tasolla $p < 0.05$. Jos kahdella pylväällä on sama kirjain, nämä kategoriat eivät eroa toisistaan tilastollisesti. MA1 on tuorein maatumisaste, MA5 pisimmälle lahonnut ja MA6 tarkoittaa keloja (taulukko 2).

Mänty, kuusi ja koivu käsittivät 80-90 % kunkin kategorian lahopuustosta. Leppää oli Tal-kategoriassa 10 % kokonaislahopuusta ja muissa kategorioissa alle 1-4 %. Haavan osuus oli 1-3 % kaikissa kategorioissa. Raitaa ja katajaa oli joitakin prosentteja kategorioiden kokonaislahopuusta, pihlajaa, pajuja ja paatsamaa vain satunnaisia havaintoja. Kuusi oli runsain lahopuulaji poikkeuksena Tal-kategoria, jossa lehtipuut olivat enemmistönä (kuva 10). Muissa kategorioissa lehtilahopuuta oli viidesosa kokonaislahopuusta. Mäntylahopuuta oli suhteellisesti ja määrällisesti eniten Lak-kategoriassa. Lahopuusta jäi tunnistamatta yhdestä viiteen prosenttia eri kategorioissa. Tilastollisesti merkitsevää eroa löytyi ainoastaan kuusen tilavuuksista Pot- ja Tal- sekä Pot- ja Eisop-kategorioiden väliltä (kuva 10 ja liite 2).



Kuva 10. Lahopuun jakautuminen eri puulajeihin. Viikset osoittavat keskiarvojen keskihajonnat. Pylväiden päällä olevat kirjaimet ilmaisevat tilastolliset erot kategorioiden välillä kuusen tilavuuksissa tasolla $p < 0.05$. Jos kahdella pylväällä on sama kirjain, nämä kategoriat eivät eroa toisistaan tilastollisesti.

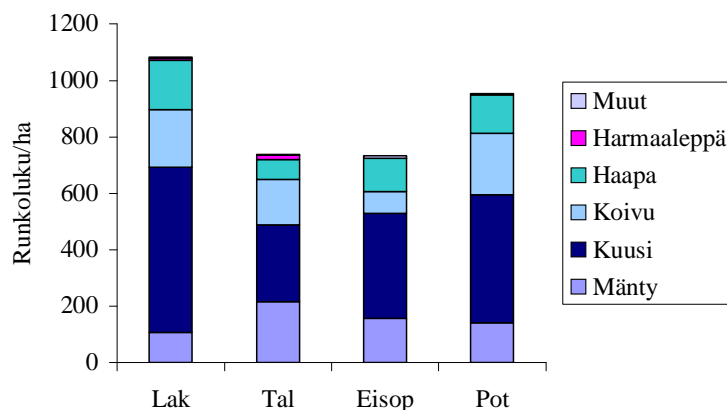
Kategorioiden lahopuusta valtaosa oli läpimitaltaan alle 20 cm Lak-kategoriaa lukuun ottamatta (kuva 11). Tällaista kapeaa lahopuuta oli tilavuudeltaan eniten Pot-kategoriassa, sitten Lak-kategoriassa. Järeää (yli 30 cm) lahopuuta oli myös tilavuudeltaan selvästi eniten Lak-kategoriassa, jossa sitä oli lähes puolet enemmän kuin Pot- ja 80 % enemmän kuin Tal- ja Eisop-kategoriaoissa. Järeää lahopuuta oli Lak-kategoriassa 53 %, Tal-kategoriassa 28 % ja muissa 23 % koko lahopuustosta. Tilastollisesti merkitsevää eroa löytyi kolmesta kapeimmasta läpimittaluokasta joidenkin luokkien osalta Lak- ja Tal-kategorioiden väliltä sekä Pot- ja Tal-kategorioiden sekä Pot- ja Eisop-kategorioiden väliltä (kuva 11 ja liite 2). Järeiden läpimittaluokkien määrät eivät eronneet tilastollisesti kategorioiden sisäisten hajontojen suuruuden vuoksi.



Kuva 11. Lahopuun järeys eri kategorioissa. Viikset ilmaisevat keskiarvojen keskihajonnat. Pylväiden päällä olevat kirjaimet osoittavat tilastollisesti merkitsevät erot kategorioiden välillä kolmen kapeimman läpimittaluokan osalta tasolla $p < 0.05$. Jos kahdella pylväällä on sama kirjain, nämä kategoriat eivät erota toisistaan tilastollisesti.

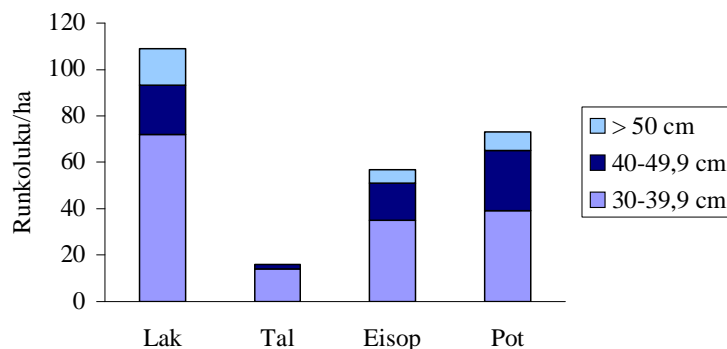
3.4 Elävä puusto

Elävää puustoa oli Lak- ja Pot-kategorioissa muita enemmän hehtaaria kohden, kun mukana olivat kaikki yli 10 cm rinnankorkeusläpimitaltaan olevat puut (kuva 12). Kuusi oli runsaslukuisin puulaji kaikissa kategorioissa. Toiseksi runsaimpana puulajina oli Tal- ja Eisop-kategorioissa mänty ja Lak- ja Pot-kategorioissa koivu. Elävien lehtipuiden osuus koko puustosta oli noin kolmasosa kaikissa kategorioissa. Haapaa oli koko elävän puuston runkoluvusta noin kymmenesosa kaikissa kategorioissa. Haapaa oli määrällisesti eniten Lak-kategoriassa, jossa sitä oli lähes kolme kertaa enemmän kuin Tal-kategoriassa. Joillakin koealoilla haapoja ei ollut lainkaan. Raitaa, pihlajaa, leppiä ja lehmusta esiintyi vain joitakin runkoja. Kategorioiden välillä ei ollut tilastollisesti merkitsevää eroa eri puulajien runkoluvun suuruudessa (liite 2).



Kuva 12. Elävän puuston jakautuminen puulajeittain eri kategorioissa. Tarkastelussa ovat mukana rinnankorkeuslähimitaltaan yli 10 cm olevat puut.

Noin puolet elävästä puustosta oli alle 20 cm rinnankorkeuslähimitaltaan kaikissa kategorioissa. 20-30 cm puita oli noin kolmasosa elävästä puustosta kaikissa kategorioissa. 30-40 cm puita oli noin 15 % ja yli 40 cm 0,5-5 % eri kategorioissa elävän puuston kokonaismäärästä. Järeitä (> 30 cm) kuusi- ja mäntyrunkoja oli lehtipuustoa enemmän kaikissa kategorioissa, etenkin lähimittaluokassa 30-39 cm. Järeitä lehtipuita oli määrällisesti ja suhteellisesti eniten Lak-kategoriassa ja vähiten Tal-kategoriassa (kuva 13). Lak- ja Tal-kategorioiden järeiden lehtipuiden runkoluvut erosivat lähes tilastollisesti merkitsevästi toisistaan (liite 2). Järeä lehtipuusto koostui yli 90 %:sti haavasta kaikissa kategorioissa.



Kuva 13. Elävän lehtipuuston määrä järeimmissä (>30 cm) lähimittaluokissa eri kategorioissa.

4. TULOSTEN TARKASTELU

4.1 Kääpälajiston monimuotoisuus Lak-kategoriassa

4.1.1 Kääpien laji- ja havaintomäärä

Kääpälajistoa oli Lak- ja Pot-kategorioissa 40 % enemmän ja kääpähavaintoja 70-90 % enemmän kuin Tal- ja Eisop-kategorioissa. Tosin Pot- ja Eisop-kategorioiden välillä ero kääpälajien määrässä ei ollut tilastollisesti merkitsevä. Tulosta selittää osaltaan lahoppuuston kokonaismäärä, joka oli Lak- ja Pot-kategorioissa keskimäärin kolme-neljä kertaa suurempi kuin Tal- ja Eisop-kategorioissa.

Satakunnassa ei ole aiemmin juuri tehty systemaattisia kääpäkartoituksia. Penttilä ym. (2004) ovat sen sijaan tutkineet etelä- ja keskiboreaalisen vyöhykkeen rajalla Hämeessä kuusivaltaisia kangasmetsiä, joiden luonnontilaisuus vaihteli kypsästä talousmetsästä ja hakkuuian ylittäneestä talousmetsästä vanhaan metsään. Vanhassa metsässä oli keskimäärin 30 % enemmän lajeja kuin kypsässä talousmetsässä, kun tarkasteltiin vain monivuotisia kääpiä. Sippola ym. (2001) tutkivat eri asteisesti käsiteltyjä kangasmetsiä keskiboreaalaisella vyöhykkeellä Itä-Suomessa. Metsien käsittelyaste vaihteli luonnontilaisista metsistä yli 50 vuotta sitten käsiteltyihin metsiin. Luonnontilaisissa metsissä monivuotisia kääpälajeja oli 23 % enemmän kuin käsitellyissä metsissä. Satakunnassa Lak- ja Pot-kategorioiden kääpälajimäärässä havaittu ero suhteessa Tal- ja Eisop-kategorioiden kanssa oli siis suurempi kuin Penttilän ym. (2004) ja Sippolan ym. (2001) tutkimuksissa havaittu ero vanhojen metsien ja talousmetsien välillä.

Kategorioiden kääpähavaintomäärät vaihtelivat huomattavasti, joten lajimääriä vertailtiin myös rarefaktiolla tietyille havaintomäärille laskettujen odotettujen lajimäärien avulla. Eisop-kategoria vaikutti odotetun lajimäärän perusteella parhaalta kategorialta. Eisop-kategorian havaintomäärä jäi kuitenkin hyvin pieneksi, joten sen osalta rarefaktion tulos on hyvin epäluotettava. Eisop-kategorian pieni havaintomäärä kertoo, että Eisop-kategoriassa kasvuolosuhteet eivät ole kääville ihanteelliset. Lak-kategorian odotettu lajimäärä oli suurempi kuin Tal-kategoriassa, mikä saattaa ilmentää eroja näiden kategorioiden kasvuolosuhteissa. Tal-koealat eivät ehkä tarjoa yhtä monipuolisia olosuhteita erilaiselle kääpälajistolle kuin Lak-kategoria. Lahoppuun kokonaismäärän ja maatumisastejakauman perusteella monipuolisesta ja riittävän runsaasta kasvualustasta on puutetta etenkin Tal-kategoriassa. Toinen selitys voisi olla, että lajisto ei ehkä pääse leviämään alueelle sopivista elinolosuhteista huolimatta. Lähistöltä saattavat puuttua runsaslajiset kääpäesiintymät, joista uusia lajeja voisi levitä alueelle tai tiellä on muita leviämisesteitä kuten erilaisia pinnanmuotoja tai kääville soveltumattomia elinympäristöjä.

Rarefaktiolla on tiettyjä rajoituksia, jotka on huomioitava tuloksia tulkittaessa. Sillä mitataan vain lajien määrää eli se ei huomioi lajiston koostumusta. Siten alueet, joilla on erilainen lajisto, voivat samoilla laji- ja havaintomäärillä saada saman odotetun lajimäärän. Rarefaktion epävarmuus kasvaa havainto- ja lajimäärien pienentyessä. Siten etenkin alle sadalla havainnolla tehdyt vertailut voivat olla epäluotettavia kuten tässä tutkimuksessa pienimmällä havaintomäärällä suoritettu vertailu. Esimerkiksi Jonssonin ja Jonsellin (1999) ja Sippolan ja Renvallin (1999) tutkimuksessa käytetty havaintomäärä oli yli sadan.

4.1.2 Kääpälajiston koostumus

4.1.2.1 Lajiston samanlaisuus

Kääpälajiston koostumus vaikutti Renkosen samanlaisuusindeksin perusteella suhteellisen samanlaiselta kaikissa kategorioissa, sillä indeksin mukaan kaikkien kategorioiden lajisto oli yli 70 %:sti samanlaista. Eniten lajisto muistutti toisiaan Lak- ja Pot-kategorioiden välillä. Vähiten yhteistä indeksin perusteella oli Lak- ja Pot-kategorioilla Eisop-kategorian kanssa. Erilaisten samanlaisuusindeksien tulkinta on suhteellisen subjektiivista, sillä mitään absoluuttisia raja-arvoja ei ole olemassa. Jos olisi laskettu kategorioiden sisäinen eli koealojen välinen samanlaisuus, olisi päästy testaamaan kategorioiden eroja tilastollisesti. Vertailtavien parien suuren määrän vuoksi tarkastelua ei kuitenkaan tehty tässä tutkimuksessa. Sippolan ym. (2001) tutkimuksessa käsiteltyjen ja käsittelemättömien alueiden lajisto oli keskimäärin 53 %:sti samanlainen, mikä tulkittiin merkitseväksi eroksi alueiden lajistossa.

Joitakin eroavaisuuksia kääpälajiston koostumuksesta eri kategorioissa näyttäisi kuitenkin löytyvän. Kaikissa kategorioissa esiintyviä lajeja oli alle kolmasosa koko lajistosta, mutta kolmasosan verran oli myös lajeja, joita löytyi vain yhdestä kategoriasta. Lak- ja Pot-kategorioissa oli keskenään enemmän yhteistä lajistoa kuin muiden kategorioiden kanssa. Niistä löytyi yhdessä koko kartoitettu kääpälajisto. Niissä oli myös useita lajeja, joita ei löytynyt muista kategorioista kuten vanhojen metsien indikaattorilajeja.

4.1.2.2 Indikaattori- ja uhanalainen kääpälajisto

Vanhojen metsien indikaattorilajeja löytyi tässä tutkimuksessa kaikkiaan vain viisi lajia. Lak- ja Pot-kategorioissa niiden laji- ja havaintomäärät olivat suuremmat kuin Eisop-kategoriassa. Tal-kategoriasta niitä ei löytynyt lainkaan. Tilastollista eroa eri kategorioiden välillä ei kuitenkaan ollut, mikä johtunee lajien ja havaintojen pienestä määrästä. Vaikka molempien lajiryhmien indikaattorilajistoa testattiin myös yhdistettynä aineistona, otoksen koko jäi pieneksi eikä eroja löytynyt. Ainoa uhanalainen laji (poimukääpä) löytyi Lak-kategoriasta. Indikaattorilajit esiintyvät Niemelän (2005) mukaan ensisijaisesti järeillä rungoilla vanhoissa metsissä. Eisop-

kategoriastakin löytynyt riukukääpä menestyy kuitenkin myös ohuemmalla puulla ja myös talousmetsässä jos siellä vain on sopivaa kasvualustaa (Niemelä 2005). Myös tässä tutkimuksessa riukukääpää löytyi myös hyvin ohuilta oksilta ja laji oli indikaattorilajeista runsain ja yleisin. Kolme indikaattorilajia löytyi järeältä (noin 30 cm tai suuremmalta) puulta. Lak-kategoriassa oli lahoppuutulosten mukaan järeää, yli 30 cm lahoppuuta keskimäärin viidestä kahdeksaan kertaa ja Pot-kategoriassa kolmesta viiteen kertaa enemmän kuin Tal- ja Eisop-kategorioissa. Tämä vaikuttanee yhtenä tekijänä siihen miksi järeämmällä puulla viihtyviä lajeja löytyi vain Lak- ja Pot-kategorioista, vaikka kääpälaji- ja -havaintomäärien ja järeän lahoppuun väliltä ei löytynytäkään tilastollisesti merkitsevää korrelaatiota. Penttilän ym. (2004) tutkimuksessa uhanalaisten kääpälajien todettiin esiintyvän lähinnä vain yli 20 m³/ha lahoppuuta sisältävässä metsässä. Tässä tutkimuksessa poimukääpä löytyi kuitenkin koealalta, jossa keskimääräinen lahoppuunmäärä oli selvästi alle tämän (7,7 m³/ha).

Tässä tutkimuksessa löytyi vähän uhanalaista ja indikaattorilajistoa, kun verrataan Etelä- ja Itä-Suomessa tehtyihin tutkimuksiin. Penttilän ym. (2004) tutkimuksessa Hämeessä monivuotisia uhanalaisia ja vanhojen metsien indikaattorilajeja löytyi 12 samankokoiselta alueelta kuin Satakunnassa tutkittiin. Siinä uhanalaisten lajien määrä oli noin 30 % suurempi vanhoissa metsissä kuin kypsissä tai hakkuuian ohittaneissa talousmetsissä. Myös uhanalaisten kääpähavaintojen määrä oli suurempi kypsiin talousmetsiin verrattuna. Sippolan ym. (2001) tutkimuksessa Itä-Suomessa uhanalaisia ja indikaattorilajeja löytyi kahdeksan lähes kolme kertaa pienemmältä alueelta kuin Satakunnassa tutkittiin. Luonnontilaisilla alueilla lajeja oli 25 % käsiteltyjä enemmän. Myös havaintojen määrä oli suurempi luonnontilaisissa metsissä. Lindgrenin (2001) tutkimuksessa Itä-Suomessa vanhoista metsistä löydettiin yhdeksän vanhojen metsien indikaattorilajia. Tutkimuksessa kartoitettu ala oli neljäsosa tämän tutkimuksen kartoitusalueesta.

Aarniometsän lajeja (Kotiranta & Niemelä 1996) Satakunnasta ei löytynyt lainkaan. Lajisto olikin suurelta osin tuoreen lahoppuun lahottajalajistoa, joka menestyy pääsääntöisesti myös talousmetsissä. Yleisemmätkin lajit voivat kuitenkin olla merkittäviä lahoamissukcession alkupään lahottajina. Esimerkiksi taula- ja kantokäävällä on tietty seuraajalajistonsa, suureksi osaksi uhanalaisia lajeja, joka on riippuvaista näiden lajien lahottamasta puusta tai suoraan niiden itiöemistä. (Niemelä ym. 1995.) Taula-, kanto- ja arinakääpä, jotka olivat tämän tutkimuksen yleisimpiä lajeja, ovat runsaimpien ja yleisimpien kääpien joukossa myös Pohjois- ja Itä-Suomen vanhoissa metsissä (Niemelä 2005).

4.1.2.3 Kategorioiden sisäinen vaihtelu

Kaikkien kategorioiden sisällä esiintyi suurta vaihtelua koealojen laji- ja havaintomäärissä. Koealojen pinta-ala sekä lahoppuun kokonaismäärä korreloivat positiivisesti kääpälaji- ja -

havaintomäärän kanssa, joten erot koealojen koossa ja lahoppuun määrässä näyttäisivät vaikuttaneen osaltaan koealojen välisiin eroihin laji- ja havaintomäärissä. Kaikissa kategorioissa suuria havaintomääriä löytyi myös koealoilta, joissa lajimäärä oli pieni. Tämä kertoo siitä, että koealoilta löytyy tietynlaista kasvualustaa paljon, mutta se saattaa olla liian yksipuolista, jotta suurempi lajimäärä kykenisi menestymään alueella. Lajiston monimuotoisuus edellyttää ekosysteemin rakenteen monimuotoisuutta. Erilaisten elinympäristöjen ja kasvualustojen kirjo mahdollistaa myös monimuotoisemman lajiston olemassaolon.

4.1.2.4 Satakunnan kääpälajiston runsaus

Tutkittuja kääpälajeja löytyi tässä tutkimuksessa 21 ja havaintoja tehtiin kaikkiaan 1119. Kääpälajien määrä oli tässä tutkimuksessa tutkittujen metsien perusteella Satakunnassa jonkin verran alhaisempi kuin Lounais- ja Itä-Suomessa tutkituilla alueilla. Penttilän ym. (2004) tutkimuksessa vastaavan kokoiselta alueelta löytyi monivuotisia kääpiä kaikkiaan 31 lajia ja 4128 havaintoa. Sippolan ym. (2001) tutkimuksessa käävät kartoitettiin alueelta, joka oli lähes kolme kertaa pienempi kuin tämän tutkimuksen kartoitusala, mutta monivuotisia kääpälajeja löytyi yhteensä 28 ja havaintoja 879. Lindgrenin (2001) tutkimuksessa Itä-Suomen vanhoista metsistä löydettiin 23 kääpälajia, kun tarkastellaan vain Satakunnassa kartoitettua lajistoa. Tutkimuksessa kartoitettu ala oli neljäsosa tämän tutkimuksen kartoitusalueesta. Kaikissa tutkimuksissa käytetty kartoitusmenetelmä eroaa hiukan tässä tutkimuksessa käytetystä linjamenetelmästä, sillä Lindgrenin (2001) tutkimuksessa koealat olivat puolen hehtaarin kokoisia neliöitä, Sippolan ym. (2002) tutkimuksessa koealat olivat hehtaarin kokoisia neliöitä ja Penttilän ym. (2004) tutkimuksessa 10 m halkaisijaltaan olevia ympyröitä.

Satakunnassa on harjoitettu jo pitkään intensiivistä metsätaloutta (Korhonen ym. 2000), joka useiden tutkimusten mukaan muuttaa kääpälajiston rakennetta ja vähentää lajimääriä (mm. Bader ym. 1995, Lindblad 1998, Sippola & Renvall 1999, Sippola ym. 2001). Sippolan ym. (2001) tutkimuksessa vaikutuksen todettiin kohdistuvan erityisesti järeillä ja keskimääräisesti lahonneilla puilla elävään lajistoon ja jopa pienen vähennyksen keskimääräisesti lahonneen lahoppuun määrässä todettiin vähentävän lajistoa merkittävästi. Metsätalouden vaikutuksista merkittävimmin Satakunnan kääpälajistoon ovat todennäköisesti vaikuttaneet metsien pirstoutumisen ja metsäalan pientymisen ohella lahoppuun vähentyminen ja yksipuolistuminen, erityisesti suurikokoisen ja keskimääräisesti tai hyvin lahon puun puute. Vaikka etenkin Pot-kategoriassa oli kokonaisuutena sekä etenkin yksittäisillä koealoilla suhteellisen hyvin lahoppuuta ja myös hyvin maatunutta puuta, lajistoa ei ollut paljoa ja se koostui lähes kokonaan yleisestä lajistosta. Kääpien leviämiskyvyt ovat huonosti tunnettuja, mutta etenkin vakaisissa oloissa kliimaksivaiheen metsissä elävien lajien oletetaan olevan huonoja leviämään (Murrell ym. 2002). Tämä aiheuttaa ongelmia lajien selviytymiselle

nykyisessä pirstoutuneessa metsämaisemassa. Yksistään sopivien kasvuolosuhteiden esiintyminen paikallisesti ei takaa runsaan kääpälajiston säilymistä pitkällä tähtäimellä.

4.2 Epifyyttijäkälälajiston monimuotoisuus Lak-kategoriassa

4.2.1 Epifyyttijäkälien laji- ja havaintomäärä

Lak-kategoriassa tutkittujen epifyyttijäkälälajien kokonaismäärä oli noin 30 % suurempi kuin muissa kategorioissa. Muissa kategorioissa oli keskenään suunnilleen saman verran lajeja. Epifyyttijäkälähavaintoja oli Lak-kategoriassa yli puolet enemmän muihin kategorioihin verrattuna. Vähiten havaintoja oli Tal-kategoriassa. Kategorioiden suuren sisäisen hajonnan vuoksi tilastollisesti merkitsevää eroa ei epifyyttijäkälälaji- ja havaintomäärissä kuitenkaan ollut.

Satakunnassa on viime aikoina tehty jäkäläkartoituksia lähinnä ilmanlaadun seurantaan liittyen (mm. Jussila 1997). Epifyyttijäkälälajiston monimuotoisuuteen ja talous- ja luonnontilaisten metsien vertailuun liittyviä tutkimuksia ei ole julkaistu Satakunnan alueelta. Useissa Pohjoismaissa tehdyissä tutkimuksissa on talousmetsien lajisto todettu vanhojen metsien lajistoa köyhemmäksi (mm. Kuusinen 1994b, Dettki & Esseen 1998, Kuusinen & Siitonen 1998). Kuusisen ja Siitosen (1998) tutkimuksessa kartoitettiin kuusivaltaisia kangasmetsiä Hämeessä etelä- ja keskiborealisella vyöhykkeellä. Niissä vanhojen metsien epifyyttijäkälälajien kokonaismäärä oli 36 % suurempi kuin kypsissä talousmetsissä ja 26 % suurempi kuin hakkuuian ohittaneissa talousmetsissä, kun tarkastellaan vain Satakunnassa kartoitettuja lajeja. Dettkin ja Esseenin (1998) tutkimuksessa pohjoisborealisella vyöhykkeellä Ruotsissa lehtimäisten ja pensasmaisten jäkälien määrä oli luonnontilaisissa metsissä keskimäärin 19 % suurempi kuin talousmetsissä, kun vertailtiin yksittäisiä metsiköitä. Koko kartoitetun alan vertailussa ei löytynyt eroa luonnontilaisten ja talousmetsien väliltä, minkä arveltiin johtuvan osaltaan tutkittujen talousmetsien keskimääräistä suuremmasta iästä ja lyhyemmästä metsänkäsittelyhistoriasta. Kuusisen (1994b) tutkimuksessa haapojen epifyyttijäkälien keskimääräiset lajimäärät olivat luonnontilaisissa metsissä 15 % talousmetsiä runsaammat, mutta kokonaislajimäärästä ei löytynyt eroja. Tässä tutkimuksessa havaittu ero Lak-kategorian epifyyttijäkälien lajimäärässä suhteessa muihin kategorioihin oli siis osittain jopa suurempi kuin edellä mainituissa tutkimuksissa talous- ja luonnontilaisissa metsissä on havaittu. Tutkimuksissa talousmetsien lajiston niukkuuden todettiin johtuvan pääasiassa kasvualustan, erityisesti vanhojen haapojen ja kuusten, vähyydestä ja yksipuolisuudesta, metsien alhaisemmasta iästä, erilaisesta pienilmastosta luonnontilaisiin metsiin verrattuna sekä puuston jatkumon puuttumisesta. Esseenin ja Renhornin (1996) sekä Kuusisen ja Siitosen (1998) tutkimuksen mukaan jotkin vanhoille puille sopeutuneet epifyyttijäkälät näyttäisivät menestyvän vain nykyistä talousmetsien kiertoaika (80-100 v.) vanhemmissa metsiköissä. Sitä ei kuitenkaan

tiedetä onko elintärkeiden puuston rakennepiirteiden jatkumo yli yhden puusukupolven tärkeää boreaalisen metsän epifyyttijäkälille (Esseen ym. 1997, Siitonen 2001).

Kategorioiden epifyyttijäkälähavaintomäärät vaihtelivat suuresti eri kategorioissa, joten lajimääriä vertailtiin myös rarefaktion avulla tietyille havaintomäärille laskettujen odotettujen lajimäärien avulla. Lak-kategoriassa odotettu lajimäärä oli muita kategorioita suurempi kaikilla vertailluilla havaintomäärillä. Muiden kategorioiden välillä ei ollut tilastollisesti merkitsevää eroa. Tämä antaa vahvistusta havaittujen lajimäärien viittamaan tulokseen siitä, että Lak-kategoriassa näyttäisi kokonaisuutena tarkastellen olleen paremmin jäkälille soveltuvat kasvuolosuhteet kuin muissa kategorioissa. Rarefaktiotarkastelussa käytetyt havaintomäärät olivat yli 400, joten tulosta voidaan pitää kohtuullisen luotettavana.

4.2.2 Epifyyttijäkälälajiston koostumus

4.2.2.1 Lajiston samanlaisuus

Renkosen samanlaisuusindeksin mukaan kategorioiden lajisto oli lähes 80 %:sti samanlainen. Kategorioiden epifyyttijäkälälajisto näyttäisi siis muistuttavan enemmän toisiaan kuin kääpälajisto. Lak- ja muiden kategorioiden välinen indeksi oli kuitenkin 2-9 prosenttiyksikköä pienempi kuin muiden kategorioiden välillä. Lak-kategorian lajisto näyttäisi siis eroavan enemmän muista niiden lajiston muistuttaessa enemmän toisiaan. Lak-koealat olivat keskimäärin lajirikkaampia muihin kategorioihin verrattuna ja lajiston koostumuksessa oli eroa vanhojen metsien indikaattorilajiston, järeiden lehtipuiden lajiston sekä nokinuppisten suhteen.

4.2.2.2 Indikaattori- ja uhanalainen epifyyttijäkälälajisto

Indikaattorilajeja löydettiin kaikkiaan 18, mikä oli noin neljäsosa kartoitetuista indikaattorilajeista. Kaikista kategorioista löytyi useita vanhojen metsien indikaattorijäkälälajeja. Tal-kategorian osalta tämä johtunee siitä, että sekään ei tässä tutkimuksessa edustanut aivan tavallisia talousmetsiä. Tal-kategorian metsät ovat valikoituneet talousmetsien joukosta metsänomistajien tarjotessa niitä luonnonarvokauppaan, jolloin he ovat pitäneet niitä keskimääräistä arvokkaampina ja luontoarvoiltaan tavallisista talousmetsistä poikkeavina. Lak-kategoriassa indikaattorilajien määrä oli kuitenkin yli 50 % suurempi kuin muissa kategorioissa. Löydetyistä indikaattorilajeista uhanalaisia ja silmälläpidettäviä oli kaksi lajia ja kaikki neljä löytyivät Lak-kategoriasta. Lak-kategoriassa indikaattorilajien osuus oli noin puolet kategorian epifyyttijäkälälajien kokonaismäärästä, muissa selvästi pienempi. Indikaattorilajihavaintoja tehtiin eniten Eisop-kategoriasta. Kategorioiden väliltä ei löytynyt tilastollisesti merkitsevää eroa indikaattorilaji- tai -havaintomäärästä. Indikaattorilajimäärät olivat suhteellisen pienet, joten niiden osalta tilastollinen testaus ei ehkä antanut aivan luotettavaa tulosta. Uhanalaisia lajeja löytyi kaiken kaikkiaan hyvin vähän, mikä oli myös

odotettavissa. Indikaattorijäkälien laji- ja havaintomäärä korreloivat positiivisesti kelojen tilavuuden kanssa. Keloja oli Lak- ja Pot-kategorioissa selkeästi Tal- ja Eisop-kategorioita enemmän, mikä saattaa vaikuttaa eroihin indikaattorilajimäärissä, mutta ei selkeästi eroihin indikaattorihavaintomäärissä.

Tal-, Eisop- ja Pot-kategorioiden indikaattorijäkälähavaintojen määrään liittyy muutama huomionarvoinen seikka. Tal- ja Eisop-kategorioissa indikaattorilajihavainnoista valtaosa muodostui männyllä kasvavan pikkunuppijäkälän esiintymistä. Lajin vanhojen metsien indikaattoriarvoa on epäilty joissakin tutkimuksissa. Ruotsalaisessa, hemiboreaalaisella vyöhykkeellä tehdyssä tutkimuksessa pikkunuppijäkälän todettiin menestyvän hyvin myös talouskäytössä olevissa mäntymetsissä ja olevan siten soveltumaton luonnontilaisuuden indikaattoriksi (Johansson & Gustafsson 2001). Tibellin (1992) mukaan laji esiintyy suhteellisen avoimissa mäntyvaltaisissa metsissä eikä sitä kelpuutettu metsän jatkumon indikaattoriksi. Jos tuloksia tarkastellaan ilman tätä lajia, Tal- ja Eisop-kategorioiden indikaattorilajihavaintojen määrä vähenee alle puoleen. Pot-kategorian indikaattorijäkälähavainnoista yli puolet muodostui kuusenhärmäjäkälän havainnoista. Johansson ja Gustafsson (2001) löysivät myös kuusenhärmäjäkälää runsaasti talousmetsistä, mikä osoittaa lajin toimivuuden vanhojen metsien ominaisuuksien ilmentäjänä olevan kyseenalainen. Jos tuloksia tarkastellaan ilman tätä lajia, Pot-kategorian indikaattorilajien havaintomäärä jää alhaisimmaksi kaikista kategorioista. Lak-kategoriasta kuusenhärmäjäkälää ei löydetty lainkaan, vaikka lajia löytyi muutaman havainnon verran myös Tal- ja Eisop-kategorioista. On kuitenkin todennäköistä, että lajia kasvaa myös Lak-kategoriassa, koska se ei ole aivan harvinainen (Jahns 1980).

Kuusisen ja Siitosen (1998) tutkimuksessa etelä- ja keskiboreaalisen vyöhykkeen rajalla vanhojen metsien indikaattorilajeja löytyi vanhoista metsistä 58 % enemmän kuin kypsistä talousmetsistä ja 42 % enemmän kuin hakkuuian ohittaneista talousmetsistä. Dettkin ja Esseenin (1998) tutkimuksessa pohjoisborealisella vyöhykkeellä Ruotsissa vanhojen metsien indikaattorilajien ja uhanalaisten lajien määrä ei eronnut luonnontilaisten ja talousmetsien välillä. Kuusisen (1996b) tutkimuksessa etelä- ja keskiboreaalisen vyöhykkeen vanhoista metsistä löytyi 50 % enemmän vanhojen metsien indikaattorilajeja kuin Satakunnasta, kun tarkastellaan vain Satakunnassa kartoitettuja lajeja. Tutkittuja runkoja oli noin kymmenesosa tässä tutkimuksessa kartoitettujen puiden määrästä. Tässä tutkimuksessa havaittu ero Lak- ja muiden kategorioiden välillä oli siis samaa luokkaa kuin eteläisessä Suomessa tehdyssä tutkimuksessa (Kuusinen ja Siitonen 1998) havaittu ero vanhojen metsien ja talousmetsien välillä keskimäärin. Toisaalta Satakunnasta yhteensä löydetty vanhojen metsien indikaattorilajimäärä jäi selkeästi alle eteläisen Suomen vanhoista metsistä (Kuusinen 1996b) löydetystä määrästä.

4.2.2.3 Järeiden lehtipuiden lajisto sekä rupi- ja partamaiset epifyyttijäkälät

Lak-kategoriassa oli muita kategorioita runsaammin elävien järeiden lehtipuiden, nokinuppijäkälien ja osittain myös partamaisten jäkälien lajistoa, vaikka tilastollisesti merkitsevää eroa kategorioiden kesken ei havaittu. Järeiden lehtipuiden lajeja havaittiin vähiten Tal-kategoriasta. Järeät lehtipuut olivat lähes yksinomaan haapaa ja niitä havaittiin eniten Lak-kategoriassa ja vähiten Tal-kategoriassa. Sen sijaan Pot-kategoriasta löytyi lehtipuiden määrään suhteutettuna vähän vanhojen lehtipuiden lajeja. Korrelaatiotarkastelussa epifyyttijäkälälaji- ja -havaintomäärien sekä elävien järeiden lehtipuiden määrän välistä korrelaatiota ei havaittu, mikä saattaa johtua järeiden lehtipuiden vähäisestä määrästä alueilla. Monia järeiden lehtipuiden lajeja esimerkiksi munuaisjäkäliä, keuhkojäkäliä ja useita rupijäkäläitä löytyi vain joitakin lajeja. Esimerkiksi Kuusinen (1996b) löysi tutkimuksessaan etelä- ja keskiboreaalaisella vyöhykkeellä vanhoista metsistä lähes puolet enemmän järeiden lehtipuiden lajeja, kun tarkasteltiin vain Satakunnassa kartoitettuja lajeja. Tutkittuja puita oli noin kymmenesosa tässä tutkimuksessa kartoitettujen puiden määrästä. Toisessa tutkimuksessaan Kuusinen (1994b) löysi hemi- ja keskiborealiselta vyöhykkeeltä luonnontilaisista ja talousmetsistä haavoilta puolet enemmän lajeja tähän tutkimukseen verrattuna, kun tarkastellaan vain Satakunnassa kartoitettuja lajeja. Kartoitettuja puita oli noin kolmannes vähemmän kuin tässä tutkimuksessa. Kuusinen (1994b) on todennut, että pienilmastotekijät ovat keskeisiä muun muassa järeiden haapojen lajiston kannalta eli ne ovat riippuvaisia rikkoutumattomasta elävän puuston jatkumosta. Erityisesti sinilevälliset epifyyttijäkälät kuten munuais- ja keuhkojäkälät ovat herkkiä pienilmaston vaihdoksille. Ne vaativat nestemäistä kosteutta toisin kuin viherlevälliset jäkälät, jotka elävät ilmassa olevan kosteuden varassa. Siten sinilevälliset epifyyttijäkälät eivät kestä kuivumista yhtä hyvin. (Lange ym.1986.) Tämä tekijä saattaa olla yksi tässäkin tutkimuksessa järeiden lehtipuiden lajistoa vähentävä seikka.

Rupijäkälälajeja oli löydetystä epifyyttijäkälälajistosta valtaosa, mikä on havaittu myös muissa tutkimuksissa (Kuusinen 1996b, Pykälä ym. painossa). Nokinuppiiset olivat tässä tutkimuksessa rupijäkäläistä runsain ryhmä. Lak-kategoriassa nokinuppihavaintoja oli muita kategorioita enemmän. Lak-kategorian havaintomäärää tosin nostaa yksi yleinen laji (keltanuppijäkäliä), jota ilman Lak-kategorian havaintomäärä ei juuri eroa muista. Nokinuppilajeja ja -havaintoja oli Pot-kategoriassa hiukan Tal- ja Eisop-kategorioita enemmän. Kuusisen ja Siitosen (1998) mukaan monet nokinuppilajit esiintyvät kuolleella puulla, lähinnä pystypuilla ja pötkelöillä. Niiden tilavuus oli Pot-kategoriassa Tal- ja Eisop-kategorioita suurempi, mikä vaikuttanee osaltaan eroihin kategorioiden nokinuppilajistossa. Nokinuppisista löytyi tässä tutkimuksessa vaativampaa, vanhojen metsien indikaattorilajistoa suhteellisen vähän, mikä saattaa kertoa pötkelöiden ja kuolleiden pystypuiden yleisesti liian vähäisestä määrästä nokinuppi-

tarpeisiin. Tibellin (1992) tutkimuksessa rupijäkälälajiston todettiin esiintyvän runsaampana metsissä, joissa on pitkä puuston jatkumo lyhyen puuston jatkumon metsiin verrattuna.

Tutkimuksessa löytyneet partamaiset jäkälät olivat kolmea lajia lukuun ottamatta yleistä lajistoa. Lajimäärät olivat lähes samat kaikissa kategorioissa, mutta havaintoja oli selvästi eniten Lak-kategoriassa ja vähiten Tal-kategoriassa. Kaikkien kategorioiden partamaisten jäkälien havainnoista valtaosa muodostui yhden lajin, harmaalupon, esiintymistä. Naavat ja lupot ovat valoisien paikkojen lajeja ja kasvavat mielellään metsikön valoisimmilla paikoilla aukeiden reunamilla. Suurten aukeiden reunassa mekaaninen rasitus ja pienilmaston muuttuminen lisääntyneen auringonpaisteen ja tuulen vaikutuksesta vähentävät useiden tutkimusten mukaan etenkin juuri partamaisia epifyyttijäkälää (Renhorn & Esseen 1995, Gauslaa & Solhaug 1996, Esseen & Renhorn 1998).

4.2.2.4 Kategorioiden sisäinen vaihtelu

Koealojen välinen vaihtelu epifyyttijäkälälaji- ja etenkin -havaintomäärissä oli suurta. Epifyyttijäkälälaji- ja -havaintomäärät eivät korreloineet koealojen pinta-alan kanssa, joten koealojen koon vaihtelu ei ilmeisesti ole vaikuttanut merkittävästi niiden laji- ja havaintomääriin. Sen sijaan elävän ja kuolleen puuston muuttujista muun muassa elävien kuusten määrä, kokonaislahopuu, kelot ja osa lahopuutyypeistä korreloivat epifyyttijäkälälaji- ja -havaintomäärien kanssa ja niiden määrän vaihtelu on voinut lisätä laji- ja havaintomäärien hajontaa kategorioiden sisällä. Kategorioiden sisäistä eroa saattaa lisätä se, että linjojen ulkopuolelta kartoitettujen haapojen lajisto laskettiin mukaan kokonaislajistoon. Kaikilla koealoilla linjojen ulkopuolisia haapoja ei ollut, mikä vähentää niiden lajistoa suhteessa muihin koealoihin. Toisaalta haapojen lajisto oli suhteellisen niukkaa kaikilla koealoilla, joten vaikutus lienee kohtalaisen pieni.

Toinen eroja kasvattava tekijä oli koealojen puuston ja pinnanmuotojen erilaisuus kategorioiden sisällä. Koealat olivat paikoin hyvin kallioisia, mikä vaikuttaa puuston määrään ja siten myös potentiaaliseen lahopuukertymään. Tällaisia koealoja oli useita Tal- ja Eisop-kategorioissa ja yksi Lak-kategoriassa. Pot-kategoriassa tällaisia koealoja ei ollut. Lisäksi nämä metsät olivat puustoltaan usein lähes täysin mäntyvaltaisia, kun keskimäärin koealat olivat kuusivaltaista sekametsää. Mäntyvaltaisilla kohteilla lehtipuiden sekä kuusen epifyyttijäkälälajisto on todennäköisesti ollut niukempaa, mikä on aiheuttanut eroja lajiston epifyyttijäkälälajiston koostumukseen ja on saattanut vähentää lajiston kokonaismäärää.

4.2.2.5 Satakunnan epifyyttijäkälälajiston runsaus

Satakunnasta löydettiin yhteensä 38 epifyyttijäkälälajia, mikä on 40 % kaikista tutkituista lajeista. Havaintoja kertyi 2754. Kuusinen (1996b) löysi etelä- ja keskiboreaalisen vyöhykkeen

vanhoista metsistä kolmanneksen enemmän lajeja kuin, kun tarkastellaan vain Satakunnassa kartoitettuja lajeja. Tutkittuja runkoja oli noin kymmenesosa tässä tutkimuksessa kartoitettujen puiden määrästä. Uliczka ja Angelstam (1999) tutkivat Etelä- ja Keski-Ruotsissa talousmetsiä. He löysivät 10 epifyyttijäkälälajia, kun samoja lajeja löytyi Satakunnasta 11 suunnilleen saman kokoiselta alueelta. Vertailu monien muiden Suomessa ja Pohjoismaissa tehtyjen epifyyttijäkälätutkimusten kanssa on hankalaa käytettyjen tutkimusmenetelmien eroavaisuuksien ja kartoitusalojen kokoeron vuoksi. Näiden kahden tutkimusten perusteella eteläisessä Suomessa tutkituilla vanhojen metsien alueilla epifyyttijäkälälajisto oli satakuntalaista runsaampaa. Sen sijaan Ruotsissa tutkittuihin talousmetsiin verrattuna eroa ei juuri ollut epifyyttijäkälälajien runsaudessa.

4.3 Lahopuu

4.3.1 Lahopuun määrä

Lahopuun keskimääräinen kokonaismäärä oli 9-41 m³/ha eri kategorioissa. Kaikkien kategorioiden keskiarvo oli 23 m³/ha. Siitosen (2001) mukaan luonnontilaisissa kuusivaltaisissa vanhoissa metsissä keskimääräinen lahopuun määrä on 90-120 m³/ha ja mäntyvaltaisissa 60-120 m³/ha etelä- ja keskiborealisella vyöhykkeellä. Valtakunnan metsien yhdeksannen inventoinnin (VMI9) perusteella lahopuun kokonaismäärä Etelä-Suomen talousmetsissä on keskimäärin 2,4 m³/ha, kun mittaukseen on otettu mukaan kaikki vähintään 10 cm läpimitaltaan olevat puunrungot ja -kappaleet (Tonteri & Siitonen 2001). Lounais-Suomen metsäkeskuksen alueella lahopuun kokonaistilavuus on keskimäärin 1,8 m³/ha (Korhonen ym. 2000). Tässä tutkimuksessa mukana olleilla alueilla lahopuun määrä oli siten keskimäärin kymmenkertainen VMI9 mitattuihin talousmetsiin verrattuna, mutta jäi selvästi luonnontilaisten metsien lahopuumäärästä. Lahopuun mittaustavoissa on kuitenkin hiukan eroa. Tässä tutkimuksessa mitattiin kaikkien vähintään 10 cm läpimitaltaan olevien lahopuiden lisäksi vähintään metrin mittaiset rungot, oksat ja kannot, mikä lisää tämän tutkimuksen lahopuun määrää verrattuna VMI:n tuloksiin.

Lak- ja Pot-kategorioissa kokonaislahopuun määrä oli selvästi suurempi kuin Tal- ja Eisop-kategorioissa. Erot kategorioissa vallitsevien kasvupaikkatyyppien rehevydessä saattoivat vaikuttaa yhtenä tekijänä kategorioiden eroihin. Lak- ja Pot-kategoriat sisälsivät enemmän lehtomaisia tai tuoreita kangasmetsiä, Tal- ja Eisop-kategoriat enemmän kuivahkoja tai kuivia kankaita. Kosteammat ja rehevämmät kasvupaikkatyyppit kasvattavat enemmän puustoa ja periaatteessa myös lahopuuta kertyy tällöin enemmän (Siitonen 2001). Sippolan ym. (1998) sekä Kumpulaisen ja Veteläisen (2000) tutkimuksissa lahopuun määrän ja kasvupaikan tuottavuuden välillä vallitsi positiivinen korrelaatio. Lahopuun kertymiseen vaikuttavat kuitenkin myös muun muassa ihmisen aiheuttamien ja luontaisten häiriöiden määrän runsaus ja

vaihtelu, puuston kuolleisuuteen ja lahoppuun maatumisnopeuteen vaikuttavien ympäristötekijöiden vaihtelu sekä puulajiston koostumus eri metsäalueilla (Rouvinen & Kouki 2002, Rouvinen ym. 2002.). Näitä tekijöitä ei mitattu tässä tutkimuksessa, joten niiden tarkan vaikutuksen arvioiminen ei ole mahdollista. Karjalainen ja Kuuluvainen (2002) sekä Rouvinen (2002) ovat tutkimuksissaan päätyneet tulokseen, jonka mukaan kasvupaikan tuottavuus ei ole ratkaiseva tekijä lahoppuun määrän suhteen.

Kokonaislahoppuuston tilavuuksissa oli suurta hajontaa kategorioiden sisällä. Lak-kategoriassa hajonta oli suhteessa selvästi muita kategorioita suurempaa. Kategoriassa oli useita koealoja, joissa lahoppuun kokonaismäärä jäi alle Tal- ja Eisop-kategorioiden keskiarvon. Toisaalta Tal- ja Eisop-kategoriat olivat keskimäärin hyvin niukkalahoppuustoisia, sillä molemmissa kategorioissa vain yhdellä koealalla lahoppuuta oli lähes Lak-kategorian keskiarvon verran. Myös luonnontilaisissa metsissä lahoppuun määrä vaihtelee metsiköittäin riippuen muun muassa lahoppuuta tuottavien häiriöiden määrästä (Siitonen 2001).

4.3.2 Lahoppuun laatu

4.3.2.1 Lahoppuutyypit

Siitosen (2001) mukaan luonnontilaisissa metsissä maalahoppuurunkoja on kokonaislahoppuusta yleensä 2/3 ja pystylahoppuurunkoja 1/3. Lak- ja Pot-kategorioissa luontaisten maa- ja pystylahoppuurunkojen suhde oli lähellä luontaista, Tal-kategoriassa maapuiden osuus oli hiukan suurempi, Eisop-kategoriassa pienempi. Luontaisten pysty- ja maalahoppuiden tilavuus oli selvästi suurempi Lak- ja Pot-kategorioissa Eisop- ja Tal-kategorioihin verrattuna.

Kaikista kategorioista löytyi merkkejä ihmisen vaikutuksesta. Tosin kaikissa kategorioissa oli myös koealoja, joilla ihmisen aikaansaama lahoppuuta ei ollut lainkaan. Lak-kategoriasta löytyneet hakatut kannot olivat suurimmaksi osaksi maatumisastetta neljä tai sitä lähempää. Tämä viittaisi siihen, että ihmisvaikutus ei Lak-kategoriassa ole vähään aikaan ollut kovin intensiivistä. Muista kategorioista löytyi intensiivisemmän ihmisvaikutuksen merkinä maatumisasteeltaan tuoreita sahattuja pätkeä ja hakkuutähteitä sahattujen kantojen ohella. Tal- ja Eisop-kategorioissa ihmisvaikutteisen lahoppuun osuus kategorioiden kokonaislahoppuusta oli suurempi kuin Pot- ja Lak-kategorioissa. Talousmetsissä hakkuut vähentävät pystylahoppuun ja järeän maapuun määrää, mutta pienikokoinen lahoppu lisääntyy hakkuutähteiden muodossa (Sippola ym. 1998, Uotila ym. 2001). Intensiivisempi metsien hoito on siten todennäköisesti muuttanut Tal- ja Eisop-kategorioiden lahoppuuston määrää ja rakennetta luontaisesta. Pot-kategoriassa oli kuitenkin määrällisesti paljon ihmisen aikaansaama lahoppuuta. Tähän vaikutti kuitenkin yksittäinen runsaasti lahoppuuta sisältävä koeala.

Eri puulajien kuolintavat poikkeavat toisistaan, mikä vaikuttaa erilaisen lahopuutyypin syntyyn ja saattaa osittain selittää kategorioiden lahopuurakennetta. Karkeasti voidaan sanoa, että kuuset kuolevat tyypillisesti kaatumalla juurineen tai katkeamalla. Lehtipuut kuolevat usein pystyyn ja katkeavat kuolemansa jälkeen muodostaen pötkelöitä. (Liu & Hytteborn 1991) Tällainen lahopuun muodostuminen vaatii luontaista metsän uudistumista. Lak- ja Pot-kategorioissa pötkelöitä oli hieman muita kategorioita enemmän. Lak-kategoriassa ne olivat lähinnä mäntyä, Pot-kategoriassa koivua. Lak-kategoriassa pystypuusta valtaosa oli mäntylahopuuta, jota oli sekä määrällisesti että suhteellisesti Lak-kategoriassa muita enemmän. Kelojen osuus Lak-kategorian lahopuun lahoastejakaumassa oli suuri, sillä männyt kuolevat pääsääntöisesti pystyyn muodostaen pitkään säilyviä keloja (Liu & Hytteborn 1991).

4.3.2.2 Maatumisastejakaumat

Maatumisastejakauma oli epätasainen kaikissa kategorioissa. Lak- ja Pot-kategorioissa maatumisastejakauma oli hiukan muita tasaisempi, sillä myös hyvin maatunutta lahopuuta löytyi useita kuutioita, Lak-kategoriasta jopa tuoreimpia maatumisasteita enemmän. Kovaa lahopuuta (MA2) oli Lak-kategoriassa 27 % ja muissa kategorioissa vähintään 54 %. Lahoimpia maatumisasteita (MA4 ja MA5) oli Lak-kategoriassa 39 % ja muissa alle 18 %. Myös kelolahopuuta oli Lak- ja Pot-kategorioissa useita kuutioita, mikä on oleellista sitä kasvualustanaan käyttävän lajiston kannalta. Tuoreempaa maatumisastetta (MA2) löytyi suhteellisesti paljon kaikista kategorioista, mikä parantanee lahopuutilannetta tulevaisuudessa. Vanhimpien maatumisasteiden vähäinen määrä tai puuttuminen kokonaan viittaa kuitenkin lahopuujatkumon katkeamiseen menneisyydessä.

Maatumisasteiden vertailu eri tutkimusten välillä on hankalaa, sillä lahopuututkimuksissa on käytetty erilaisia mittaustapoja ja asteikoita maatumisasteiden mittaamiseen. VMI:ssä on mitattu lahopuun maatumisastetta viisiportaisella asteikolla, jossa MA1 vastaa lähinnä tämän tutkimuksen kovaa lahopuuta ja keloja (MA2 ja MA6) yhteenlaskettuna (Korhonen ym. 2000). VMI:n mukaan Lounais-Suomen metsäkeskuksen alueella kovaa lahopuuta (MA1) oli noin 50 %, toiseksi lahointa (MA4) 13 % ja hyvin lahoa puuta (MA5) 5 % kokonaislahopuun määrästä. Satakunnassa tutkituilla alueilla hyvin lahoa puuta havaittiin siten Lak-kategoriassa suhteessa enemmän kuin Lounais-Suomen metsäkeskuksen alueella keskimäärin. Tal- ja Eisop-kategorioissa hyvin lahoa puuta oli tätä vähemmän. Sippolan ym. (2001) tutkimuksessa Itä-Suomessa oli käytössä sama kuusiportainen mitta-asteikko kuin tässä tutkimuksessa. Luonnontilaisissa metsissä kovaa lahopuuta (MA2) oli 40 % ja lahoimpia maatumisasteita (MA4 ja MA5) 15 % kumpaakin. Lak-kategoriassa maatumisastejakauma näyttäisi olleen suhteellisen luonnonmukainen kun taas muissa kategorioissa hyvin lahosta puusta oli pulaa. Metsässä tulisi olla eri asteisesti maatunutta lahopuuta, jotta kasvualusta lahoamissukcession eri

vaiheita suosiville organismeille olisi turvattu. Kaikkein lahoimmat maatumisasteet puuttuvat yleensä ihmisen käsittelemistä metsistä, mikä on haitallista juuri lajiensuojelun näkökulmasta.

4.3.2.3 Lahopuun puulajit

Lahopuu koostui kaikissa kategorioissa lähes kokonaan kolmesta yleisimmästä puulajista kuusesta, männystä ja koivusta. Leppä, haapa ja raita olivat hyvin niukkoja, mikä on ongelmallista tietyille, vain näillä puulajeilla viihtyvälle lahoppuueliöstölle. Monimuotoisen haapalahopuun puute on yleinen ongelma vanhoissa boreaalisissa metsissä Fennoskandiassa, sillä haapaa ei ole suosittu metsänkasvatuksessa ja lisäksi hirvien laidunnuspaine on vähentänyt elävän haavan määrää tehokkaasti (Kuusinen & Penttinen 1999). VMI:n mukaan Lounais-Suomen talousmetsien lahoppuusta kuusta on keskimäärin 40 %, mäntyä 35 %, koivua 11 %, haapaa 4,3 % ja muita lehtipuita 5 % (Korhonen ym. 2000). Tässä tutkimuksessa kuusilahoppuun osuus oli VMI-tuloksia suurempi muissa kuin Tal-kategoriassa. Männyn osuus jäi sen sijaan selvästi VMI:tä alhaisemmaksi kaikissa kategorioissa. Koivun osuus oli suunnilleen sama kuin VMI:ssä muuutoin, mutta Tal-kategoriassa suurempi. Haapaa oli VMI:tä vähemmän kaikissa kategorioissa.

4.3.2.4 Lahopuun järeys

Kapea (alle 20 cm) lahopuu dominoi Lak-kategoriaa lukuun ottamatta kaikissa kategorioissa. Järeää (yli 30 cm) lahoppuuta oli määrällisesti ja suhteellisesti eniten Lak-kategoriassa. Lak-kategoriassa järeää lahoppuuta oli tilavuudeltaan 40-80 % enemmän kuin muissa kategorioissa. Järeä lahopuu muodosti Lak-kategoriassa yli puolet ja muissa kategorioissa viidesosan kategorioiden lahoppuuston kokonaistilavuudesta. Jonssonin (2000) pohjoisborealisella vyöhykkeellä Ruotsissa luonnontilaisissa metsissä tehdyssä tutkimuksessa järeiden lahoppuurunkojen osuus koko lahoppuusta oli keskimäärin 41 %. Siitosen ym. (2000) tutkimuksessa etelä- ja keskiborealisella vyöhykkeellä eteläisessä Suomessa järeiden runkojen määrä oli luonnontilaisissa metsissä keskimäärin 50-54 % suurempi kuin talousmetsissä. Sippolan ym. (2001) tutkimuksessa Itä-Suomessa järeän lahoppuun tilavuus oli luonnontilaisissa metsissä keskimäärin 52 % koko lahoppuun määrästä ja järeää lahoppuuta oli luonnontilaisissa metsissä keskimäärin 52 % enemmän kuin talousmetsissä. VMI9-inventoinneissa järeää lahoppuuta havaittiin 0,2 m³/ha eli 11 % koko lahoppuun määrästä (Korhonen ym. 2000). Lak-kategoriassa järeää lahoppuuta oli siis suhteellisesti saman verran tai jopa enemmän kuin luonnontilaisista metsistä on löydetty Jonssonin (2000) ja Sippolan ym. (2001) tutkimuksissa ja määrällisesti monikymmenkertainen määrä VMI-tuloksiin verrattuna. Lisäksi Lak-kategorian ero muihin kategorioihin järeän lahoppuun määrässä oli jopa huomattavasti suurempi kuin luonnontilaisten ja talousmetsien välillä on havaittu näissä tutkimuksissa.

Järeä lahoppu on tärkeä kasvualusta paitsi sille erikoistuneen lajiston kannalta myös siksi, että se hitaammin maatuva säilyy ohuempaa lahoppuuta pidempään lahoppulajiston hyödynnettävänä. Järeässä lahoppuussa kasvuolosuhteet säilyvät ohutta puuta tasaisempina esimerkiksi kosteuden ja lämpötilan suhteen ja kasvualaa on enemmän kuin kapealla rungolla. (Harmon ym. 1986, Bader ym. 1995, Renvall 1995) Järeässä rungossa erilaisten kasvuolosuhteiden valikoima on siis kapeaa runkoa huomattavasti runsaampi (Renvall 1995).

4.4 Kääpä- ja epifyyttijäkälälajiston ja puustomuuttujien väliset yhteydet

4.4.1 Kääpälajisto

Korrelaatiotarkastelun perusteella kääpien kokonaislaji- ja havaintomäärä korreloivat positiivisesti kokonaislahoppuun sekä maa- ja pystypuun tilavuuden kanssa. Samantyyppisiä tuloksia ovat saaneet myös muun muassa Penttilä ym. (2004) ja Sippola ym. (2004), jotka ovat todenneet suuren monimuotoisen lahoppuun määrän ilmentävän korkeaa kääpälajidiversiteettiä. Luonnontilaisten oksien tilavuus korreloi myös positiivisesti kääpälaji- ja havaintomäärän kanssa, mikä saattaa ilmentää pienikokoisenkin lahoppuun tärkeyttä kääpälajistolle. Kääpälajimäärä korreloi positiivisesti vastakuollutta puuta lukuun ottamatta kaikkien muiden maatumisasteiden kanssa ja kääpähavaintomäärä keskilahon ja hyvin maatuva lahoppuun kanssa. Tämä saattaa kertoa erilaisen lahoppuun tärkeydestä kääpälajistolle. Eri läpimittaluokista vain alle 20 cm:ssä lahoppuun tilavuus korreloi positiivisesti kääpähavaintojen määrän kanssa ja 10-19,9 cm läpimittaluokassa myös kääpälajimäärän kanssa. Korrelaatio saattaa johtua siitä, että näissä läpimittaluokissa oli eniten lahoppuuta.

Hakattujen kantojen määrällä on todettu negatiivinen korrelaatio indikaattorikääpälajien tai -havaintojen tai kääpien kokonaislaji- tai -havaintomäärän kesken useissa tutkimuksissa (Sippola ym. 2001, Penttilä ym. 2004, Sippola ym. 2004). Tässä tutkimuksessa negatiivista korrelaatiota esiintyi hakattujen kantojen tilavuuden kanssa, mutta se ei ollut tilastollisesti merkitsevää. Sen sijaan luonnontilaisten kantojen tilavuuden ja kääpien kokonaishavaintomäärän kesken havaittiin positiivinen korrelaatio. Indikaattorikääpälaji- ja havaintomäärä eivät korreloineet tilastollisesti merkitsevästi minkään lahoppumuuttujan kanssa, mikä saattaa johtua lajien ja havaintojen pienestä määrästä. Elävästä puustosta koko lehtipuuston määrä korreloi positiivisesti kääpien kokonaislaji- ja havaintomäärän kanssa. Lisäksi joko kääpälaji- tai -havaintomäärä korreloi positiivisesti elävän lehtipuuston eri läpimittaluokkien kanssa järeintä luokkaa lukuun ottamatta. Tutkittujen kääpälajien joukossa olikin useita elävillä puilla kasvavia lajeja, jotka hyödyntävät erikokoista puustoa. Korrelaatio elävän puuston kanssa voi olla myös välillistä, sillä lahoppuuston määrä on riippuvainen elävän puuston määrästä. Sama pätee eri lahoppumuuttujiin, mikä on huomioitava tuloksia tarkasteltaessa.

4.4.2 Epifyyttijäkälälajisto

Elävistä puista ainoastaan kuusien määrä korreloi tilastollisesti merkitsevästi epifyyttijäkälälaji- ja havaintomäärän kanssa. Myös havupuiden kokonaismäärän kanssa merkitsevä korrelaatio löytyi, mutta se johtunee kuusella havaitusta korrelaatiosta. Tähän vaikuttanee se, että epifyyttijäkälähavainnoista valtaosa tehtiin eläviltä kuusilta ja muiden puulajien osuus jäi hyvin pieneksi. Kuusisen (1994a ja b) mukaan kuitenkin monet lehtipuut, erityisesti raita ja haapa, ovat epifyyttijäkälille tärkeitä kasvualustoja. Holienin (1996) tutkimuksessa muiden elävien lehtipuiden kuin koivun määrä korreloi positiivisesti nokinuppijäkälien lajimäärän kanssa. Elävän puuston järeiden kanssa ei tässä tutkimuksessa havaittu merkitsevää korrelaatiota. Esimerkiksi Kuusisen (1994a) tutkimuksessa osalla tutkimuskohteista jäkälälajimäärä korreloi positiivisesti puuston rinnankorkeusläpimitan kanssa. Sen sijaan lahoppuun järeimpien läpimittaluokkien kanssa esiintyi tässä tutkimuksessa sekä positiivista että negatiivista korrelaatiota. Lahopuutyypeistä epifyyttijäkälälaji- ja -havaintomäärän kanssa korreloivat positiivisesti luonnontilaisten kantojen tilavuus ja havaintojen määrän kanssa kokonaislahoppuun sekä pökkelöiden tilavuus. Eri lahoppuutyypien suurempi määrä Lak-kategoriassa Eisop- ja Tal-kategorioihin verrattuna saattaa siis selittää osaltaan runsaamman epifyyttijäkälälajiston esiintymisen Lak-kategoriassa. Sen sijaan Pot-kategorian epifyyttijäkälälajien kokonaismäärään runsaalla lahoppuustolla ei näyttäisi olleen merkitystä. Kuitenkin Kuusisen ja Siitosen (1998) mukaan kuolleet pystypuut ja pökkelöt ovat tärkeitä kasvualustoja monille lahoppuella eläville epifyyttijäkälälajeille. Niiden ohella myös kantojen koloissa esiintyy etenkin monia nokinuppijäkäliä (Ahti ym. 1999). Myös maapuun tilavuuden ja epifyyttijäkälälaji- ja havaintomäärien välillä havaittiin positiivinen korrelaatio. Epifyyttijäkälää ei tutkittu maapuilta, joten tulokseen vaikuttaa todennäköisesti maalahoppuun suuri määrä sekä lahoppuutyypien keskinäinen riippuvuus. Maapuilla on Kuusisen (1998) mukaan tuoreissa kangasmetsissä ylipäättään epifyyttijäkälille vähäisempi merkitys kuin kääville, sillä ne joutuvat puun pinnalla kasvaessaan kilpailemaan elintilasta nopeasti rungon päälle kasvavien sammalien kanssa (Kuusinen 1998). Lahoimpien maatumisasteiden sekä kelojen tilavuus korreloivat positiivisesti epifyyttijäkälälaji- ja/tai -havaintomäärän kanssa. Kelojen tilavuus korreloi positiivisesti myös indikaattorilaji- ja havaintomäärän kanssa. Sahatut pätäkät ja hakkuutähteet korreloivat negatiivisesti epifyyttijäkälän kokonaislajimäärän kanssa, mikä saattaa ilmentää metsätalouden negatiivisia vaikutuksia epifyyttijäkälälajistoon.

4.5 Indikaattorilajiston käyttö ja rajoitukset

Useissa tutkimuksissa käävät ja epifyyttijäkälät on todettu hyviksi metsien biologisen monimuotoisuuden ja luonnontilaisuuden indikaattoreiksi (mm. Karström 1992, Tibell 1992, Nilsson ym. 1995, Kotiranta & Niemelä 1996, Esseen ym. 1997). Indikaattorilajiston käyttöön liittyy kuitenkin joitakin varauksia. Indikaattorilajien käytön suojelualueiden valintaan on

joissakin tutkimuksissa todettu johtavan biologisen monimuotoisuuden vähenemiseen yleisellä tasolla ja erityisesti uhanalaisten lajien osalta (mm. Reyers ym. 2000, Juutinen & Mönkkönen 2004). Lisäksi indikaattorien valinta ja päätelmien tekeminen niiden avulla vaatii huolellisen pohdinnan ja varovaisuutta tulosten yleistämisen kanssa (Junninen 2002). Käävillä on havaittu muun muassa indikaattorilajien ja uhanalaisten lajien välistä positiivista korrelaatiota (Bader ym. 1995, Lindgren 2001) ja epifyyttijäkälillä indikaattorilajien ja kokonaislajimäärän kesken (Kuusinen ym. 1995). Sen sijaan kääpien ja epifyyttijäkäliden kyvystä ilmentää muiden lajiryhmien esiintymistä on vasta vähän tietoa. Olemassa olevan tiedon perusteella ilmentämiskyky vaikuttaa heikolta (esim. Jonsson & Jonsell 1999, Juutinen & Mönkkönen 2004). Tämän tutkimuksessa epifyyttijäkäliden lajimäärä korreloi positiivisesti ja tilastollisesti merkitsevästi tai erittäin merkitsevästi kääpälajimäärän ja indikaattorijäkälälaji- ja -havaintomäärän kanssa ja epifyyttijäkäliden havaintomäärä korreloi näiden ohella lisäksi kääpähavaintomäärän kanssa (liite 3). Tässä tutkimuksessa kääpä- ja epifyyttijäkälälajiston perusteella saatuja tuloksia ei kuitenkaan voida yleistää muita lajiryhmiä koskeviksi. Tuloksien luotettavuuden ja yleistettävyyden lisäämiseksi on monissa tutkimuksissa käytetty useita indikaattorilajiryhmiä. Tällöin on kuitenkin vaarana, että lajiryhmät ilmentävät luonnontilaisuuden eri tasoja ja tulokset ovat siksi osin ristiriitaisia (mm. Nilsson ym. 1995, Jonsson & Jonsell 1999, Nilsson ym. 2001).

Nossin (1999) mukaan lajiston käyttöön ylipäättään biologisen monimuotoisuuden indikaattorina liittyy epävarmuutta, sillä lajiston esiintymiseen vaikuttavat monet tekijät, joista kasvualustan esiintyminen on vain yksi. Nossin (1990) mukaan lajiston monimuotoisuus on painottunut ekosysteemien rakenteen ja ekologisten prosessien kustannuksella biologisesta monimuotoisuudesta puhuttaessa. Noss (1999) listaa metsän biologista monimuotoisuutta kuvaavia rakennepiirteitä, jotka voivat toimia biologisen monimuotoisuuden indikaattoreina lajistotutkimuksen ohella. Hänen mukaansa biologista monimuotoisuutta tulisi havainnoida sen kaikilla tasoilla niin ajan kuin tilan suhteen (Noss 1990).

Vastaavaa kritiikkiä ovat esittäneet myös Nordén ja Appelqvist (2001) ja Rolstad ym. (2002), jotka ovat arvostelleet metsän jatkumon käsitettä ja yleisesti käytetyn indikaattorilajiston kykyä sen ilmentämisessä. Heidän mukaansa metsän jatkumon käsitettä käytetään liian laveasti kuvaamaan metsän luonnontilaisuutta yleisellä tasolla. Sen sijaan tutkimuksessa tulisi kiinnittää huomiota niin ekologisten tekijöiden kuin ajallisten ja paikkatekijöiden kuten lajien leviämiskyvyn ja populaatiodynamiikan merkitykseen. Lisäksi Nordénin ja Appelqvistin (2001) sekä Rolstadin ym. (2002) mukaan tiettyä mikrohäbitaattia ilmentäviä indikaattorilajeja käytetään liian rohkeasti heijastamaan kasvupaikkansa historiallisia ominaisuuksia. Heidän mukaansa vanhojen metsien rakenteellisen monimuotoisuuden tutkiminen vaatii tutkittavien piirteiden yksilöintiä ja yksittäisiä rakennepiirteitä ilmentävien lajien käyttöä, sillä nykyisin

käytetyt indikaattorilajit eivät ilmennä sellaisenaan metsän kasvu- ja käyttöhistoriaa. Tässä työssä jatkumon käsitettä on käytetty kuvaamaan metsän tiettyjen rakennepiirteiden jatkumoa, ei niinkään ekologista jatkumoa edellä kritisoidussa merkityksessä. Tässä tutkimuksessa käytetyt vanhojen metsien indikaattorilajiryhmät on valittu tutkimukseen juuri niiden rajoittuneen leviämiskyvyn ja tietynlaisiin elinympäristöihin erikoistumisensa (Renvall & Niemelä 1994, Renvall 1995, Esseen ym. 1997, Murrell ym. 2002) vuoksi ilmentämään tiettyjä luonnontilaisuuden rakennepiirteitä ja kasvuolosuhteiden jatkumoa.

Nordénin ja Appelqvistin (2001) ja Rolstadin ym. (2002) mukaan lajien erilaiset elinympäristövaatimukset on otettava huomioon. Vanhojen metsien leviämisrajoitteiset lajit ovat täysin riippuvaisia kasvuolojen jatkumosta ja metsien säilymisestä tässä ja nyt, kun taas tehokkaammin leviävät, vain sopivan kasvualustan esiintymisen rajoittamat lajit selviävät helpommin myös nuoremmissa metsissä jos resursseja vain löytyy. Laaditut metsän jatkumon indikaattorilajilistat ovat myös usein alueellisesti rajoittuneita ja pätevät vain paikallisesti. (Rolstad ym. 2002.) Metsätyyppi vaikuttaa oleellisesti lajistoon, sillä kuusi- tai mäntyvaltaisessa kangasmetsässä tai lehdossa vallitsevat erilaiset kasvuolosuhteet muun muassa kosteuden ja valon suhteen. Suomessa vallitsee myös ilmastogradientti etelästä pohjoiseen, joka vaikuttaa kääpä- ja epifyyttijäkälälajistoon suoraan tai välillisesti esimerkiksi puuston kautta. Suomi on pohjoisen sijaintinsa vuoksi joidenkin eteläisten lajien esiintymisvyöhykkeen reuna-alueita. Lisäksi maan eri osat eroavat metsien käyttöhistorian suhteen paljon toisistaan (Virkkala 1996, Leikola 1999). Kääpä ja epifyyttijäkälälajistossa on havaittu eroavaisuuksia lajiston koostumuksessa ja yleisyydessä maan eri osien välillä (Ahti ym. 1999, Niemelä 2005). Siten Itä-Suomessa hyvät indikaattorilajit eivät välttämättä ole hyviä indikaattoreita Länsi-Suomessa. Tarkasteltavasta mittakaavasta riippuu näin myös tulosten laatu ja yleistettävyyks (Rolstad ym. 2002) ja tämänkin tutkimuksen tulokset pätevät siis vain Satakunnassa tutkituilla alueilla.

4.6 Käytettyjen tutkimusmenetelmien ja tutkimusasetelman tarkastelua

Tutkimusasetelmaan liittyy joitakin rajauksia ja varauksia, jotka vaikuttavat tulosten tulkintaan ja yleistämiseen. Tutkimuksessa on kartoitettu vain pieni osa maakunnan metsistä, joskin parhaimmisto on pyritty seulomaan mukaan. Useita lupaavia metsiköitä jäi tutkimuksen ulkopuolelle esimerkiksi kartoitusluvan puuttumisen tai ajanpuutteen vuoksi. Tuloksia ei siten pidä yleistää pätemään koko Satakuntaan. Kartoituksessa olivat mukana vain kangasmetsät ja tehdyt havainnot koskivat siten vain kangasmetsien lajistoa. Tämä jättää tarkastelun ulkopuolelle joukon arvokkaita luontotyypppejä kuten lehdot, korvet ja maankohoamisrannikot, joilla on oma erityinen lajistonsa. Eri elinympäristötyyppien sisällyttäminen tähän tutkimukseen olisi ollut mahdotonta resurssien ja ajan puutteen vuoksi.

Tutkimusten tulosten vertailukelpoisuuteen vaikuttavat monet asiat kuten tutkittujen metsien määrä, kokonaislajimäärä ja yksikkö, jota kohti tulokset on laskettu. Mitä enemmän tutkimuksessa löydetään lajeja, sitä paremmin tulokset ovat yleistettävissä ja sitä luotettavampia johtopäätöksiä niiden perusteella voidaan tehdä. (Siitonen ym. 2001b.) Satakunnasta löydetty lajimäärät olivat suhteellisen pienet, joten ainakaan lajiston koostumukseen liittyviä tuloksia ei voida yleistää tutkittujen alueiden ulkopuolelle.

Tässä tutkimuksessa päädyttiin lajilistojen käyttöön koko lajiston kartoituksen sijaan. Kaikkien esiintyvien lajien kartoittaminen olisi antanut kattavamman kokonaiskuvan ja tarkempaa tietoa alueiden lajistosta. Lajilistan käyttö on kuitenkin kustannustehokkaampaa ja aikaa säästävää. Lisäksi lajilista on opeteltavissa kohtuullisella työllä, joten kartoituksia voivat suorittaa muutkin kuin ammattilaiset. Kääpälajeista jouduttiin jättämään pois yksivuotiset lajit kartoituksen ajankohdan vuoksi. Yksivuotisissa käävissä on myös hyviä suojeluarvon indikaattoreita, jotka olisivat täydentäneet tehtyä tutkimusta. Yksivuotisten kääpien itiöemät alkavat kehittyä vasta loppukesällä tai alkusyksystä, joten kenttätöitä olisi pitänyt suorittaa syksyllä. Epifyyttijäkälien kannalta kesäkuukaudet taas ovat hyvää kartoitusaikaa valoisuuden vuoksi. Epifyyttijäkäläläistä on muokattu tutkimusten ja tutkijoiden tietämyksen pohjalta. Lajistossa on eroja alueittain ja osa lajistosta on yleisempää Länsi-, osa Itä-Suomessa. Kaikki lajit eivät siten käy indikaattoreiksi joka puolella maata. Satakunnan jäkäläkartoitus on ollut vähäistä esimerkiksi Itä-Suomeen verrattuna ja muun muassa lajiston yleisyyden tuntemus tältä alueelta on heikompaa.

Kaikki Lak-kategorian koealat kartoitettiin ennen muita koealoja heti kesän alussa. Kartoitustaidot kehittyivät kesän mittaan, mikä on saattanut aiheuttaa eroja löydetyn lajiston määrään ja koostumukseen (ks. kuusenhärmäjäkälä) etenkin Lak- ja muiden kategorioiden välille. Lisäksi kääpien itiöemiä on saattanut ilmaantua alkukesän jälkeen lisää, mikä on voinut lisätä muiden kategorioiden kääpälajistoa suhteessa Lak-kategoriaan.

Vanhojen metsien indikaattorilajiston, etenkin rupijäkälän esiintymät ovat usein suojaisissa ja hankalasti löydettävissä kasvupaikoissa kuten vanhojen puiden kaarnan koloissa ja puiden tyvillä (mm. Ahti ym. 1999). Tällaiset kasvualustat esiintyvät usein laikuittain metsämaisemassa metsäpaloilta ja metsätaloudelta säästyneillä alueilla (Berg ym. 1994, Esseen ym. 1997, Ohlson ym. 1997, Pykälä 2004). Näissä paikoissa viihtyvän lajiston löytäminen voi siten olla vaikeaa ja vaatia erikoistuneita kartoitusmenetelmiä (Dettki & Esseen 1998). Tässä tutkimuksessa käytettyä linjamenetelmää kattavamman kuvan alueista olisi saanut etsimällä ja kartoittamalla koealoilta erityisesti indikaattorilajeille sopivia elinympäristöjä kuten haapojen osalta tehtiinkin. Tällainen menetelmä olisi kuitenkin vaatinut enemmän resursseja, kuin tällä kertaa oli käytettävissä.

Ensisijaiset luonnonsuojelubiologiset valintakriteerit runsaslahopuustoisille kangasmetsille sisältävät muun muassa pysty- ja maalahopuut ja vanhat kookkaat lehtipuut (Ympäristöministeriö 2003). Täydentävissä kriteereissä on mainittu uhanalaisen tai vaateliaan lajiston esiintyminen. Jossain määrin tässä tutkimuksessa on siis mitattu samoja rakennepiirteitä kuin luonnonarvokauppakohteiden valinnassa on käytetty. Luonnonsuojelubiologisissa kriteereissä korostetaan kuitenkin metsän rakennepiirteitä sekä sijaintia ja pinta-alaa. Lisäksi kriteerit riippuvat alueen yleisestä tilasta, joten esimerkiksi runsaslahopuustoisuus ei tarkoita samaa eri puolilla maata. Lajiston systemaattista kartoitusta ei myöskään suoriteta, mikä taas on keskeinen osa tätä tutkimusta. Vakavaa kehäpäättelyn vaaraa ei siten mielestäni ole. Koska luonnonsuojelubiologisten kriteerien joukossa on muitakin, tässä tutkimatta jätettyjä metsän piirteitä kuten putkilokasvit, ne saattavat aiheuttaa hajontaa koealojen välillä tässä tutkimuksessa.

Linjamenetelmä valittiin, jotta koealoista saataisiin mahdollisimman kattava otos eri kasvupaikkatyypejä ja lajistoa. Menetelmän vuoksi eri koealoilta kartoitettiin erikokoiset alat. Tämä hankaloittaa lajimäärien vertailua kategorioittain, sillä koealojen lajimääriä ei ole voitu vertailla suoraan keskenään. Tämän vuoksi havaintomäärät laskettiin hehtaarikokoisiksi ja lajimääriä vertailtiin regressioanalyysin residuaalien avulla, mikä saattaa tuoda virhettä tuloksiin.

Lahopuuston järeyden kuvaamisessa tässä tutkimuksessa käytettyä tilavuutta järkevämpi mittayksikkö olisi runkoluku. Se on taimikossa kaikkien ja vanhemmissa metsiköissä rinnankorkeutta pidempien ja joskus tiettyä läpimittaa paksumpien puiden lukumäärä hehtaarilla. Tilavuudella tarkasteltuna järeimpien runkojen osuus painottuu, kun runkoluvulla laskettuna ohuet ja järeät rungot saavat saman painoarvon. Runkolukutarkastelua ei kuitenkaan voinut suorittaa tälle aineistolle, sillä maastomittauksissa puunpätkiä ei yhdistetty vaan ne mitattiin kaikki omina yksikköinä. Runkoluvun määrittäminen lahopuustosta on vaikeaa, sillä lahopuurungot ovat usein katkeilleet ja maatuneet osittain ja rungonpätkiä on siten vaikea yhdistää luotettavasti. Tällaisesta aineistosta laskettu runkoluku tuottaisi siis huomattavan yliarvion lahopuurunkojen lukumäärään tutkimusalueilla.

5. JOHTOPÄÄTÖKSET

Yksityiset omistavat valtaosan Etelä-Suomen metsistä (Peltola 2005), mutta alle 10 % luonnonsuojelualueista on yksityismailla (Ympäristöministeriö 2005). Yksityisten omistamien metsien suojelun lisäämiselle on siis selkeä tarve. Luonnonarvokaupan etuna perinteisiin suojelukeinoihin verrattuna on sen vapaaehtoisuus sekä omistusoikeuden pysyvyys. Nämä seikat ovat tärkeitä metsänomistajille heidän harkitessaan metsänsä suojelua (Horne ym. 2004).

Viranomaislähtöisen suojelupolitiikan on nähty joissakin tapauksissa johtavan metsien aavistushakkuihin ja uhanalaisen lajiston tarkoitukselliseen hävittämiseen metsänomistajien toimesta suojeluväteiltä välttyäkseen (Polasky ym. 1997). Vapaaehtoisilla keinoilla rohkaistaan metsänomistajia hakeutumaan omaehtoisesti metsien suojelun piiriin, kun ei ole pelkoa viranomaisten asettamasta suojelupakosta (Tikka 2003). Näin saatetaan myös muuttaa luonnonsuojeluun kohdistuvia asenteita pitkällä tähtäimellä positiivisempaa suuntaan.

Luonnonarvokaupalla pyritään myös ohjaamaan huomiota metsien luontoarvoihin perinteisen puuntuotannollisen arvottamisen sijaan. Luonnonarvokaupan lähtökohtana on, että suojelusta maksettava raha ei ole korvausta menetetyistä puuntuotantotuloista vaan palkkio metsien luontoarvojen säilyttämisestä ja lisäämisestä (Satakuntaliitto 2002). Luonnonarvokauppa tarjoaa siis perinteiselle metsätaloudelle vaihtoehdoisen tavan ansaita elantoa metsäpalstallaan. Suomessa metsistä saa elantonsa edelleen merkittävä joukko ihmisiä, joten metsien suojelun ja metsänomistajien arkisten tarpeiden yhdistäminen on tärkeä päämäärä metsien suojelun onnistumisen kannalta.

Tutkittujen metsien monivuotisen kääpä- ja epifyyttijäkälälajiston sekä lahopuun määrän ja laadun perusteella luonnonarvokauppaan tarjotuista metsistä kokonaisuutena tarkastellen parhaimmisto näyttäisi tulleen valituksi suojeluun. Sekä kääpä- että epifyyttijäkälälajien ja -havaintojen kokonaismäärä oli Lak-kategoriassa Tal- ja Eisop-kategorioita suurempi. Myös lajistojen koostumuksessa oli eroja kategorioiden välillä, sillä Lak-kategoriasta löytyi enemmän vanhojen metsien indikaattorilajeja sekä uhanalaisia lajeja Tal- ja Eisop-kategorioihin verrattuna molemmista lajiryhmistä.

Kääville ja epifyyttijäkälille sopivaa kasvualustaa oli Lak-kategoriassa keskimäärin Tal- ja Eisop-kategorioita enemmän ja sen laatu oli monipuolisempaa. Kokonaislahopuun määrä oli Lak-kategoriassa huomattavasti Tal- ja Eisop-kategorioita suurempi. Erityisesti vaateliaammalle kääpälajistolle tärkeää järeää ja pitkälle maatunutta lahopuuta sekä lahopuulla kasvaville epifyyttijäkälille tärkeitä kuolleita pystypuita löytyi Lak-kategoriasta enemmän Tal- ja Eisop-kategorioihin verrattuna. Myös etenkin monille vanhojen metsien indikaattorijäkälälajeille elintärkeitä eläviä järeitä lehtipuita kuten haapoja löytyi Lak-kategoriasta Eisop- ja Tal-kategorioita enemmän. Metsänhoidosta kertovaa, ihmisen tuottamaa lahopuuta oli Lak-kategoriassa muita kategorioita vähemmän. Kuitenkin myös Lak-kategorian lahopuuston jatkumossa oli puutteita luonnontilaisiin metsiin verrattuna erityisesti puolivälin lahoasteiden sekä erilaisen lehtilahopuun kuten haapa-, leppä- ja raitalahopuun osalta. Lisäksi kaikkien kategorioiden sisäinen hajonta oli hyvin suurta eli osa Lak-koealoista oli lahopuumäärältään Tal- ja Eisop-kategorioiden keskiarvoja kehnompia.

Tutkittujen metsien perusteella kaikki Satakunnan monimuotoisimmat metsäalueet eivät ole tulleet tarjotuksi luonnonarvokauppaan. Lak-kategoria oli epifyyttijäkälälajistoltaan Pot-kategoriaa rikkaampi, mutta kääpähavaintojen määrä oli Pot-kategoriassa keskimäärin suurempi. Kääpälajeja ja -indikaattorilajeja kategorioista löytyi yhtä paljon. Lahopuun kokonaismäärä oli Pot-kategoriassa keskimäärin Lak-kategoriaa suurempi. Järeää ja hyvin lahoa puuta Lak-kategoriassa oli Pot-kategoriaa enemmän, mutta toiseksi lahoimman maatumisasteen osalta tilanne oli päinvastainen. Luonnonarvokauppa on siis toiminut jossain määrin tehottomasti ekologisesta näkökulmasta. Sosiaaliset tekijät kuten asenne metsien suojelua kohtaan, ekologisen tiedon määrä ja koulutustaso vaikuttavat Juutisen ym. (2005) mukaan metsänomistajien kiinnostukseen luonnonarvokauppaa kohtaan. Muun muassa näihin asioihin tulisi siis kiinnittää jatkossa enemmän huomiota.

Lak- ja muiden kategorioiden väliset erot kääpä- ja epifyyttijäkälälajistossa olivat samaa luokkaa tai jopa suuremmat kuin useissa Etelä- ja Itä-Suomessa sekä Ruotsissa tehdyissä tutkimuksissa on havaittu luonnontilaisten ja talousmetsien väliltä. Satakunnan metsien kääpä- ja epifyyttijäkälälajisto näyttäisi tutkittujen metsien perusteella kuitenkin olevan kokonaisuutena köyhempää kuin monissa etelä- ja itäsuomalaisiin luonnontilaisiin ja talousmetsiin sijoittuvissa tutkimuksissa tutkitut alueet. Kääpä- ja epifyyttijäkälälajimäärät sekä indikaattorilajimäärät olivat Satakunnassa näitä tutkimuksia alhaisemmat. Kuitenkin jonkin verran vanhojen metsien indikaattoreitakin alueilta löydettiin. Myös lahopuun määrä jäi keskimäärin selvästi vähäisemmäksi kuin luonnontilaisissa metsissä. Tuloksesta nähdään, että Satakunnan pitkä ja intensiivinen metsätaloushistoria on vaikuttanut alueen luontoarvoihin luonnontilaisiin metsiin verrattuna. Sen sijaan eteläsuomalaisiin talousmetsiin ja Lounais-Suomen metsäkeskuksen alueen talousmetsiin verrattuna lahopuun määrä oli tutkituilla alueilla keskimäärin selvästi suurempi.

Luonnontilaisten metsien ala on pieni etenkin Etelä-Suomessa ja luonnontilaisten metsien suojelualueet käsittävät vain hyvin pienen osan Suomen metsistä. Hanskin (2000) mukaan pelkästään luonnontilaisten metsälaikkujen suojelulla ei voida estää metsissä elävien specialistilajien sukupuuttoaaltoa. Koska suurin osa metsäalasta on metsätalouskäytössä, on herännyt kysymys siitä voitaisiinko talousmetsien olosuhteita muuttaa uudella metsänhoidolla vaateliaalle lajistolle parempaan suuntaan ja säilyttää näin osa biologisesta monimuotoisuudesta. Uudet metsänhoitokeinot kuten elävien puiden ja metsälaikkujen säästäminen voivat lisätä etenkin suurikokoisen lahopuun määrää talousmetsissä tulevaisuudessa (Ranius ym. 2003). Muina keinoina on mainittu hakkuukierron pidentäminen sekä lahopuun keinokeinoisen lisääminen. Nämä keinot eivät ehkä ole kuitenkaan riittäviä esimerkiksi monille epifyyttijäkälille ja kääville, jotka kasvavat järeillä lahopuilla vakaissa oloissa tai tarvitsevat kasvualustakseen hitaasti kasvanutta puuta. (Jonsson ym. 2005.)

Tilannetta huonontaa myös se, että nykyiset iäkkäämmät metsät ovat todennäköisesti saaneet alkunsa avohakkuiden jälkeen ja niitä on hoidettu talousmetsien tavoin. Tällaisissa metsissä lahoppuun määrä saattaa olla vähäinen jo valmiiksi ja puuston harventaminen vähentää puiden kuolleisuutta (Fridman & Walheim 2000, Mäkinen & Isomäki 2004). Uusien metsänhoitomenetelmien vaikuttaminen muun muassa lahoppuun määrään talousmetsissä vienee aikaa ja monet saproksylilajit joutuvat selviytymään pitkän vähälahoppuustoisen kauden yli (Jonsson ym. 2005). Penttilän ym. (2004) mukaan joillekin kääpälajeille runsas ja jatkuva lahoppuun saatavuus saattaa olla itsessään metsän ikää tärkeämpää. Talousmetsien kierron pidentäminen 30-50 vuodella synnyttäisi enemmän lehtilahoppuuta, mikä hyödyttäisi erityisesti lehtilahoppuusta riippuvaista lajistoa (Penttilä 2004). Sen sijaan vanhojen metsien epifyyttijäkälälajisto on useiden tutkimusten mukaan herkkä erilaisille ilmastotekijöille kasvualustan esiintymisen ohella (Gauslaa & Solhaug 1996, Esseen ym. 1997, Kuusinen 1998).

10-20-vuotinen luonnonarvokauppasopimus ei siis ole itsessään riittävä keino vanhojen metsien lajiston monimuotoisuuden säilyttämiseen. Näin on etenkin jos epäilyt luonnonarvokaupan käyttämisestä lisätulojen hankkimiseen ennen päätehakkuita osoittautuvat todeksi (Satakuntaliitto 2002). Tällöin luonnonarvokauppa toisi vain sangen lyhytaikaista apua lajien suojeluun eikä toimisi toivotulla tavalla. Luonnonarvokauppa saattaisi kuitenkin olla hyvä lisä suojelukeinojen valikoimaan. Tikan ym. (2003) mukaan määräaikainen yksityismaiden suojelu soveltuu etenkin metsän sukkession kautta muuttuvien sekä aktiivista hoitoa vaativien luontotyyppien suojeluun. Määräaikaisilla suojelusopimuksilla saadaan ehkä ostettua aikaa muun muassa lahoppuutilanteen parantamiseksi yleisellä tasolla. Luonnonarvokauppametsistä näyttäisi tämän tutkimuksen perusteella löytyvän jonkin verran myös vaateliaampaa lajistoa ja etenkin lahoppuun määrä on kohtalaisen suuri verrattuna eteläisen Suomen metsiin keskimäärin. Luonnonarvokauppa-alueet saattaisivat siten toimia näiden lajien turvapaikkana kunnes niiden leviämisen alueen piiriin kehittyä lisää sopivaa kasvualustaa, kääpä- ja epifyyttijäkälälajiston kun on todettu reagoivan viiveellä ympäristön muutoksiin. Tässä mielessä nykyinen sopimuskausi on kuitenkin kovin lyhyt aika merkittävien suojeluarvojen kehittymiseen ja tämän vuoksi sopimusten jatkaminen ensimmäisen sopimuskauden jälkeen olisi hyvin toivottavaa ellei jopa välttämätöntä. Lajiston kannalta ongelmana on myös runsaslahoppuustoisten vanhojen metsien eristyisyys ja niiden yhteyttä muihin arvokkaisiin alueisiin tulisi parantaa (Jonsson ym. 2005). Tässäkin mielessä luonnonarvokaupassa mukana olevat alueet voisivat olla apuna arvokkaimpia alueita yhdistävinä ekologisina käytävinä.

Biologinen monimuotoisuus on monitahoinen käsite ja perusteellisen käsityksen saaminen metsän biologisesta monimuotoisuudesta vaatii tutkimusta sen eri osa-alueilla. Luonnonarvokaupan ekologisen tehokkuuden tutkimusta on tehty vasta kapealla sektorilla ja sitä olisi hyvä täydentää esimerkiksi eri lajiryhmiä tutkimalla. Luonnonarvokaupassa olevien

kangasmetsien sammal- ja lintulajiston monimuotoisuus vaatisi vielä huolellista selvitystä. Kangasmetsät ovat luonnonarvokaupan runsain elinympäristötyyppi, mutta sopimuksia on tehty myös muilta elinympäristötyypeiltä. Esimerkiksi lehdoissa ja perinnebiotoopeilla on oma erityinen lajistonsa, jota tutkimalla tulisi täydentää käsitystä luonnonarvokauppametsien ekologisesta arvosta.

6. KIRJALLISUUS

- Ahti, T., Hämet-Ahti, L. & Jalas, J. 1968. Vegetation zones and their sections in northwestern Europe. *Annales Botanici Fennici* 5: 169-211.
- Ahti, T. 1977. Lichens of the boreal coniferous zone. Teoksessa Seaward, M.R.D. (toim.). *Lichen ecology*. Academic press, London. s. 145-181.
- Ahti, T., Jørgensen, P.M., Kristinsson, H., Moberg, R., Søbchting, U. & Thor, G. (toim.) 1999. *Nordic lichen flora. Introductory parts Calicioid lichens and fungi*. Naturcentrum AB. 94 s.
- Bader, P., Jansson, S. & Jonsson, B.G. 1995. Wood-inhabiting fungi and substratum decline in selectively logged boreal spruce forests. *Biological Conservation* 72: 355-362.
- Berg, Å., Ehnström, B., Gustafsson, L., Hallingbäck, T., Jonsell, M. & Weslien, J. 1994. Threatened plant, animal and fungus species in Swedish forests: distribution and habitat associations. *Conservation Biology* 8: 718-731.
- Defenders of wildlife. 2002. Conservation in America: State government incentives for habitat conservation. A status report. Saatavilla [www-muodossa: <URL: http://www.biodiversitypartners.org/pubs/CinAREport/Intro.shtml>](http://www.biodiversitypartners.org/pubs/CinAREport/Intro.shtml). (Luettu 19.9.2005).
- Dettki, H. & Esseen, P.-A. 1998. Epiphytic macrolichens in managed and natural forest landscapes: a comparison at two spatial scales. *Ecography* 21: 613-624.
- Dettki, H. & Esseen, P.-A. 2003. Modelling long-term effects of forest management on epiphytic lichens in northern Sweden. *Forest Ecology and Management* 175: 223-238.
- Esseen, P.-A. & Renhorn, K.-E. 1996. Epiphytic lichen biomass in managed and old-growth boreal forests: effect of branch quality. *Ecological Applications* 6: 228-238.
- Esseen, P.-A., Ehnström, B., Ericson, L., Sjöberg, K. 1997. Boreal forests. *Ecological Bulletins* 46: 16-47.
- Esseen, P.-A. & Renhorn, K.-E. 1998. Edge effects on an epiphytic lichen in fragmented forests. *Conservation Biology* 12: 1307-1317.
- Frank, G. & Müller, F. 2003. Voluntary approaches in protection of forests in Austria. *Environmental Science & Policy* 6: 261-269.
- Fridman, J. & Walheim, M. 2000. Amount, structure, and dynamics of dead wood on managed forestland in Sweden. *Forest Ecology Management* 131: 23-36.
- Garson, D. [Viitattu 22.9.2005]. PA 765. Quantitative research in public administration. Saatavilla [www-muodossa: <URL: http://www2.chass.ncsu.edu/garson/pa765/anova.htm#fest>](http://www2.chass.ncsu.edu/garson/pa765/anova.htm#fest).

- Gauslaa, Y. & Solhaug, K.A. 1996. Differences in the susceptibility to light stress between epiphytic lichens of ancient and young boreal forest stands. *Functional ecology* 10: 344-354.
- Gustafsson, L. & Nummi, T. 2004. Luonnonarvokauppa vuonna 2004. Luonnonarvokaupan kokeilun vuosiraportti Lounais-Suomen metsäkeskus. 15 s. Saatavilla [www-muodossa:](http://www.muodossa:) <URL: <http://www.kase.fi/metsakeskukset/lounais/palvelut/luonnonarvokauppa/>>. (Luettu 7.11.2004).
- Hanski, I. 2000. Extinction debt and species credit in boreal forests: modelling the consequences of different approaches to biodiversity conservation. *Annales Zoologici Fennici* 37: 271-280.
- Harmon, M.E., Franklin, J.F., Swanson, F.J., Sollins, P., Gregory, S.V., Lattin, J.D., Anderson, N.H., Cline, S.P., Aumen, N.G., Sedell, J.R., Lienkaemper, G.W., Cromack, JR. K. & Cummins, K.W. 1986. Ecology of coarse woody debris in temperate ecosystems. *Advances in Ecological Research* 15: 133-302.
- Hautala, H., Jalonen, J., Laaka-Lindberg, S. & Vanha-Majamaa, I. 2004. Impacts of retention felling on coarse woody debris (CWD) in mature boreal spruce forest in Finland. *Biodiversity and Conservation* 13: 1541-1554.
- Henle, K., Davies, K.F., Kleyer, M., Margules, C. & Settele, J. 2004. Predictors of species sensitivity to fragmentation. *Biodiversity and Conservation* 13: 207-251.
- Hildén, M., Auvinen, A-P. ja Primmer, E. (toim.) 2005. Suomen biodiversiteettiohjelman arviointi. Suomen ympäristö 770. Suomen ympäristökeskus, Helsinki. 251 s.
- Hilmo, O. & Såstad, S.M. 2001. Colonization of old-forest lichens in a young and an old boreal *Picea abies* forest: an experimental approach. *Biological Conservation* 102: 251-259.
- Hofgaard, A. 1993. 50 years of change in a Swedish boreal old-growth *Picea abies* forest. *Journal of Vegetation Science* 4: 773-782.
- Høiland, K. & Bendiksen, E. 1996. Biodiversity of wood-inhabiting fungi in a boreal coniferous forest in Sør-Trøndelag County, Central Norway. *Nordic Journal of Botany* 16:643-659.
- Holien, H. 1996. Influence of site and stand factors on the distribution of crustose lichens of the Caliciales in a suboceanic spruce forest area in central Norway. *Lichenologist* 28: 315-330.
- Horne, P., Koskela, T. & Ovaskainen, V. (toim.) 2004. Metsänomistajien ja kansalaisten näkemykset metsäluonnon monimuotoisuuden turvaamisesta. Metsäntutkimuslaitoksen tiedonantoja 933. Metsäntutkimuslaitos, Vantaa. 110 s.
- Ilmatieteen laitos. [Viitattu 14.5.2005]. Kesän 2004 säät. Saatavilla [www-muodossa:](http://www.fmi.fi/saa/tilastot_150.html#2) <URL: http://www.fmi.fi/saa/tilastot_150.html#2>.
- Jahns, H. M. 1980. Sanikkaiset, sammalet, jäkälät. Otava, Helsinki. 262 s.

- James, F.C. & Rathbun, S. 1981. Rarefaction, relative abundance, and diversity of avian communities. *Auk* 98: 785-800.
- Johansson, P. & Gustafsson, L. 2001. Red-listed and indicator lichens in woodland key habitats and production forests in Sweden. *Canadian Journal of Forest Research* 31: 1617-1628.
- Jonsson, B.G. 2000. Availability of coarse woody debris in a boreal old-growth *Picea abies* forest. *Journal of Vegetation Science* 11: 51-56.
- Jonsson, B. G. & Jonsell, M. 1999. Exploring potential biodiversity indicators in boreal forests. *Biodiversity and Conservation* 8: 1417-1433.
- Jonsson, B.G., Kruys, N. & Ranius, T. 2005. Ecology of species living on dead wood – lessons for dead wood management. *Silva Fennica* 39: 289-309.
- Junninen, K. 2002. Sienet, jäkälät, sammalet ja putkilokasvit havu- ja sekametsien luonnontilaisuuden indikaattoreina. *Luonnon Tutkija* 2/2002: 48-59.
- Jussila, I. 1997. Porin-Harjavan ja Pohjois-Satakunnan alueen ilman laadun seuranta bioindikaattorien avulla vuosina 1996-1997. Sykesarja B 12. Turun yliopisto, Satakunnan ympäristötutkimuskeskus, Pori. 78 s.
- Juutinen, A. 2005. Luonnonarvokaupan kustannustehokkuus: kokeiluhanke Lounais-Suomen metsäkeskuksen alueella. *Metsätieteen aikakauskirja* 2/2005: 163-174.
- Juutinen, A. & Mönkkönen, M. 2004. Testing alternative indicators for biodiversity conservation in old-growth boreal forests: ecology and economics. *Ecological Economics* 50: 35-48.
- Juutinen, A., Horne, P., Koskela, T., Matinaho, S., Mäntymaa, E. & Mönkkönen, M. 2005. Metsänomistajien näkemyksiä luonnonarvokaupasta: kyselytutkimus luonnonarvokaupan kokeiluhankkeeseen osallistuneille. Metsätutkimuslaitoksen työraportteja. Saatavilla [www-muodossa](http://www.muodossa) <URL: <http://www.metla.fi/julkaisut/workingpapers/2005/mwp019.htm>>. (Luettu 3.10.2005).
- Kangas, P., Jäppinen, J.P., von Weissenberg, M. & Karjalainen, H. (toim.) 1998. National action plan for biodiversity in Finland, 1997-2005. Ympäristöministeriö, Helsinki. 127 s.
- Karjalainen, L. & Kuuluvainen, T. 2002. Amount and diversity of coarse woody debris within a boreal forest landscape dominated by *Pinus sylvestris* in Vienansalo wilderness, eastern Fennoscandia. *Silva Fennica* 36: 147-167.
- Karström, M. 1992. Steget före – en presentation. *Svensk Botanisk Tidskrift* 86: 103-113.
- Korhonen, K.T., Tomppo, E., Henttonen, H., Ihalainen, A. & Tonteri, T. 2000. Lounais-Suomen metsäkeskuksen alueen metsävarat ja niiden kehitys 1964-98. *Metsätieteen aikakauskirja* 2B/2000: 337-411.

- Kotiranta, H. & Niemelä, T. 1996. Uhanalaiset käyvät Suomessa. Ympäristöopas 10. 2. painos. Suomen ympäristökeskus, Helsinki. 184 s.
- Kouki, J. 1993. Luonnon monimuotoisuus valtion metsissä – katsaus ekologisiin tutkimustarpeisiin ja suojelun mahdollisuuksiin. Metsähallituksen luonnonsuojelujulkaisuja, Sarja A 11. Metsähallitus, Helsinki. 88 s.
- Kouki, J. & Haila, Y. 1985. Lajimäärä, näytekoko ja rarefaktio – lajimäärän vertailun ongelma. Luonnon Tutkija. 89: 156-159.
- Kouki, J., Löfman, S., Martikainen, P., Rouvinen, S. & Uotila, A. 2001. Forest fragmentation in Fennoscandia: Linking habitat requirements of wood-associated threatened species to landscape and habitat changes. Scandinavian Journal of Forest Research, Supplement 3: 27-37.
- Kouki, J., Arnold, K. & Martikainen, P. 2004. Long-term persistence of aspen – a key host for many threatened species – is endangered in old-growth conservation areas in Finland. Journal for Nature Conservation 12: 41-52.
- Krankina, O.N. & Harmon, M.E. 1995. Dynamics of the dead wood carbon pool in northwestern Russian boreal forests. Water, Air and Soil Pollution 82: 227-238.
- Kruys, N. & Jonsson, B.G. 1999. Fine woody debris is important for species richness on logs in managed boreal spruce forests of northern Sweden. Canadian Journal of Forest Research 29: 1295-1299.
- Kumela, H.-M. 2005. Metsänomistajien näkemyksiä Satakunnan luonnonarvokaupasta. Pro gradu. Bio- ja ympäristötieteiden laitos, Helsingin yliopisto. 80 s.
- Kumpulainen, K. & Veteläinen, P. 2000. Puustoinventointi. Teoksessa: Virkkala, R. & Anttila, I. (toim.). Etelä-Kuusamon vanhojen metsien ja soiden luontoinventointi. Alueelliset ympäristöjulkaisut 153: 24-50.
- Kuuluvainen, T., Syrjänen, K. & Kalliola, R. 2001. Logs in a pristine *Picea abies* forest: occurrence, decay stage distribution and spatial pattern. Ecological Bulletins 49: 105-113.
- Kuusinen, M. 1994a. Epiphytic lichen diversity on *Salix caprea* in old-growth southern and middle boreal forests of Finland. Annales Botanici Fennici 31: 77-92.
- Kuusinen, M. 1994b. Epiphytic lichen flora and diversity on *Populus tremula* in old-growth and managed forests of southern and middle boreal Finland. Annales Botanici Fennici 31: 245-260.
- Kuusinen, M. 1996a. Cyanobacterial macrolichens on *Populus tremula* as indicators of forest continuity in Finland. Biological Conservation 75: 43-49.
- Kuusinen, M. 1996b. Epiphyte flora and diversity on basal trunk of six old-growth forest tree species in southern and middle boreal Finland. Lichenologist 28: 443-463.
- Kuusinen, M. 1998. Jäkälät. Teoksessa: Vanhaa metsää etsimässä. Metsähallitus, Vantaa. 96 s.

- Kuusinen, M., Jääskeläinen, K., Kivistö, L., Kokko, A. & Lommi, S. 1995. Indikaattorijäkälien kartoitus Kainuussa. Metsähallituksen luonnonsuojelujulkaisuja Sarja A 39. Metsähallitus, Vantaa. 24 s.
- Kuusinen, M. & Siitonen, J. 1998. Epiphytic lichen diversity in old-growth and managed *Picea abies* stands in southern Finland. *Journal of Vegetation Science* 9: 283-292.
- Kuusinen, M. & Penttinen, A. 1999. Spatial pattern of the threatened epiphytic bryophyte *Neckera pennata* at two scales in a fragmented boreal forest. *Ecography* 22: 729-735.
- Laasasenaho, J. 1982. Taper-curve and volume functions for pine, spruce and birch. Metsäntutkimuslaitoksen tiedonantoja 108. Metsäntutkimuslaitos, Helsinki. 74 s.
- Laasasenaho, J. & Snellman, C.G. 1983. Männyn, kuusen ja koivun tilavuustaulukot. Metsäntutkimuslaitoksen tiedonantoja 113. Metsäntutkimuslaitos, Helsinki. 93 s.
- Lange, O.L., Killian, E. & Ziegler, H. 1986. Water vapor uptake and photosynthesis of lichens: performance differences in species with green and blue-green algae as phycobionts. *Oecologia* 71: 104-110.
- Leikola, N. 1999. Metsäluonnon monimuotoisuus ja metsien käytön historia Etelä-Pohjanmaalla. *Suomen ympäristö* 273. Suomen ympäristökeskus, Helsinki. 73 s.
- Lindblad, I. 1998. Wood-inhabiting fungi on fallen logs of Norway spruce: relations to forest management and substrate quality. *Nordic Journal of Botany* 18: 243-255.
- Linder, P. & Östlund, L. 1992. Förändringar i norra Sveriges skogar 1870-1991. *Svensk Botanisk Tidskrift* 86: 199-215.
- Lindgren, M. 2001. Polypore (Bacidiomycetes) species richness and community structure in natural boreal forests of NW Russian Karelia and adjacent areas in Finland. *Acta Botanica Fennica* 170. Finnish Zoological and Botanical Publishing board, Helsinki. 41 s.
- Liu Qinghong & Hytteborn, H. 1991. Gap structure, disturbance and regeneration in a primeval *Picea abies* forest. *Journal of Vegetation Science* 2: 391-402.
- Lounais-Suomen metsäkeskus. 2005. Tehdyt sopimukset 2003-2005. Luonnonarvokauppa 11.11.2005. Saatavilla [www-muodossa:](http://www.muodossa:) <URL: <http://www.kase.fi/metsakeskukset/lounais/palvelut/luonnonarvokauppa/>>. (Luettu 18.3.2006).
- Maa- ja metsätalousministeriö. 1999. Kansallinen metsäohjelma 2010. Maa- ja metsätalousministeriön julkaisuja 2/1999. Maa- ja metsätalousministeriö, Helsinki. 39 s.
- Maa- ja metsätalousministeriö 2002. Metsien suojelun luokittelun ja tilastoinnin yhtenäistämistyöryhmä. Työryhmämuistio MMM 2002: 15. Maa- ja metsätalousministeriö, Helsinki. 71 s.

- Maa- ja metsätalousministeriö. 2004. Metsälain erityisen tärkeät elinympäristöt. Kartoitus yksityismetsissä 1998-2004. Loppuraportti. Maa- ja metsätalousministeriön julkaisuja 9/2004. Maa- ja metsätalousministeriö, Helsinki. 60 s.
- Maa- ja metsätalousministeriö. 2005. Monimuotoisuuden tutkimusohjelman (Mosse) hankkeet osa-alueittain 2003-2005. Saatavilla [www-muodossa: <URL: http://www.mmm.fi/tuet/tutkimuksen_rahoitus/Monimuot_tutk_ohjelma/Rahoituspää_tökset.htm>](http://www.mmm.fi/tuet/tutkimuksen_rahoitus/Monimuot_tutk_ohjelma/Rahoituspää_tökset.htm). (Luettu 5.11.2005).
- Maa- ja metsätalousministeriö & Ympäristöministeriö. 2.1.2006. Mitä on METSO? Etelä-Suomen metsien monimuotoisuusohjelma. Saatavilla [www-muodossa: <URL: http://www.mmm.fi/metso/ohjelman_esittely/index.html>](http://www.mmm.fi/metso/ohjelman_esittely/index.html). (Luettu 3.11.2005).
- Matinaho, S., Juutinen, A., Mäntymaa, E. & Mönkkönen, M. 2005. Forest owners' attitudes to and preferences for voluntary conservation – preliminary results of a survey. Faculty of economics and business administration, University of Oulu. Working papers. 25 s.
- Mcgeoch, M. 1998. The selection, testing and application of terrestrial insects as bioindicators. *Biological Reviews* 73: 181-201.
- Metsätalouden kehittämiskeskus Tapio. 2001. Hyvän metsänhoidon suositukset. Julkaisusarja 13. Metsätalouden kehittämiskeskus Tapio, Helsinki. 96 s.
- Murrell, D.J., Travis, J.M.J. & Dytham, C. 2002. The evolution of dispersal distance in spatially-structured populations. *Oikos* 97: 229-236.
- Mäkinen, H. & Isomäki, A. 2004. Thinning intensity and growth of Norway spruce stands in Finland. *Forestry* 77: 349-364.
- Nakagawa, S. 2004. A farewell to Bonferroni: the problems of low statistical power and publication bias. *Behavioral Ecology* 15: 1044-1045.
- Niemelä, T., Renvall, P. & Penttilä, R. 1995. Interactions of fungi at late stages of wood decomposition. *Annales Botanici Fennici* 32:141-152.
- Niemelä, T. 2005. Käävät – puiden sienet. Helsingin yliopiston Luonnontieteellinen keskusmuseo, kasvimuseo, Helsinki. 320 s.
- Nilsson, S.G., Arup, U., Baranowski, R. & Ekman, S. 1995. Tree-dependent lichens and beetles as indicators in conservation forests. *Conservation Biology* 9:1208-1215.
- Nilsson, S.G., Hedin, J. & Niklasson, M. 2001. Biodiversity and its assessment in boreal and nemoral forests. *Scandinavian Journal of Forest Research, Supplement* 3: 10-26.
- Nitare, J. (toim.) 2000. Signalarter - Indikatorarter på skyddsvärd skog flora över kryptogamer. Skogsstyrelsen, Jönköping. 384 s.
- Nordén, B. & Appelqvist, T. 2001. Conceptual problems of ecological continuity and its bioindicators. *Biodiversity and Conservation* 10: 779-791.
- Noss, R.F. 1990. Indicators for monitoring biodiversity: A hierarchical approach. *Conservation Biology* 4: 355-364.

- Noss, R.F. 1999. Assessing and monitoring forest biodiversity: A suggested framework and indicators. *Forest ecology and management* 115: 135-146.
- Ohlson, M., Söderström, L., Hörnberg, G., Zackrisson, O. & Hermansson, J. 1997. Habitat qualities versus long-term continuity as determinants of biodiversity in boreal old-growth swamp forests. *Biological Conservation* 81: 221-231.
- Peltola, A. (toim.). 2005. Metsätilastollinen vuosikirja 2005. Metsäntutkimuslaitos, Vantaa. 424 s.
- Penttilä, R. 2004. The impacts of forestry on polyporous fungi in boreal forests. Väitöskirja, Bio- ja ympäristötieteiden laitos, Helsingin yliopisto. 35 s.
- Penttilä, R., Siitonen, J. & Kuusinen, M. 2004. Polypore diversity in managed and old-growth boreal *Picea abies* forests in southern Finland. *Biological Conservation* 117: 271-283.
- Polasky, S., Doremus, H. & Rettig, B. 1997. Endangered species conservation on private land. *Contemporary Economic Policy* 15: 66-76.
- Pykälä, J. 2004. Effects of new forestry practices on rare epiphytic macrolichens. *Conservation Biology* 18: 831-838.
- Pykälä, J., Heikkinen R.K., Toivonen, H. & Jääskeläinen, K. Importance of Forest Act habitats for epiphytic lichens in Finnish managed forests. *Forest Ecology and Management* (painossa).
- Ranius, T., Kindvall, O., Kruys, N. & Jonsson, B.G. 2003. Modelling dead wood in Norway spruce stands subject to different management regimes. *Forest Ecology and Management* 182: 13-29.
- Ranius, T., Jonsson, B.G. & Kruys, N. 2004. Modelling dead wood in Fennoscandian old-growth forests dominated by Norway spruce. *Canadian Journal of Forest Research* 34: 1025-1034.
- Ranta, E., Rita, H. & Kouki, J. 1994. Biometria. Tilastotiedettä ekologeille. 5. painos. Yliopistopaino, Helsinki. 569 s.
- Rassi, P., Alanen, A., Kanerva, T. & Mannerkoski, I. (toim.) 2001. Suomen lajien uhanalaisuus 2000. Ympäristöministeriö & Suomen ympäristökeskus, Helsinki. 429 s.
- Renhorn, K.-E. & Esseen, P.-A. 1995. Biomass growth in five Alectorioid lichen epiphytes. *Mitteilungen der Eigenössischen Forschungsanstalt für Wald, Schnee und Landschaft* 70: 133-140.
- Renkonen, O. 1938. Statistisch-ökologische untersuchungen über die terrestrische Käferwelt der Finnischen Bruchmoore. *Annales Zoologici Societas Zoologicae-Botanicae Fennicae Vanamo* 6. 231 s.
- Renvall, P. 1995. Community structure and dynamics of wood-rotting Basidiomycetes on decomposing conifer trunks in northern Finland. *Karstenia* 35. 51 s.

- Renvall, P. & Niemelä, T. 1994. Lahoamistavat – sienilajiston monimuotoisuutta kaatuneissa puunrungoissa. *Luonnon Tutkija* 5: 186-193.
- Reyers, B., Van Jaarsveld, A.S. & Krüger, M. 2000. Complementarity as a biodiversity indicator strategy. *Proceedings of the Royal Society of London, Series B* 267: 505-513.
- Rolstad, J., Gjerde, I., Gundersen, V.S. & Saetersdal, M. 2002. Use of indicator species to assess forest continuity: a critique. *Conservation Biology* 16: 253-257.
- Rouvinen, S. 2002. Amount, diversity and spatio-temporal availability of dead wood in old forests in boreal Fennoscandia. Väitöskirja. Metsätieteellinen tiedekunta, Joensuun yliopisto. Tiedonantoja 140. 53 s.
- Rouvinen, S. & Kouki, J. 2002. Spatiotemporal availability of dead wood in protected old-growth forests: a case study from boreal forests in eastern Finland. *Scandinavian Journal of Forest Research* 17: 317-329.
- Rouvinen, S. & Kuuluvainen, T. & Karjalainen, L. 2002. Coarse woody debris in old *Pinus sylvestris* dominated forests along a geographic and human impact gradient in boreal Fennoscandia. *Canadian Journal of Forest Research* 32: 2184-2200.
- Samuelsson, J., Gustafsson, L. & Ingelög, T. 1994. Dying and dead trees – a review of their importance for biodiversity. Swedish Environmental Protection Agency, Report 4306. Swedish Threatened Species Unit, Uppsala. 109 s.
- Satakuntaliitto. 2002. Luonnontilan hallinnan talous. Luonnonarvokaupan kehittämishankkeen raportti Sarja A 264. Satakuntaliitto, Pori. 45 s.
- Scheidegger, C. & Goward, T. 2002. Monitoring lichens for conservation: red lists and conservation action plans. Teoksessa Nimis, P.L., Scheidegger, C. & Wolseley, P.A. (toim.). *Monitoring with lichens – Monitoring lichens*. NATO Science Series, IV Earth and Environmental Sciences 7: 163-181.
- Secretariat of the convention on biological diversity. [Viitattu 28.1.2006]. Sustaining life on earth. How the convention on biological diversity promotes nature and human well-being. Saatavilla [www-muodossa: <URL: http://www.biodiv.org/doc/publications/guide.asp?id=action-nat>](http://www.muodossa:www.biodiv.org/doc/publications/guide.asp?id=action-nat).
- Siitonen, J. 2001. Forest management, coarse woody debris and saproxylic organisms: Fennoscandian boreal forests as an example. *Ecological Bulletins* 49: 11-41.
- Siitonen, J., Martikainen, P., Punttila, P. & Rauh, J. 2000. Coarse woody debris and stand characteristics in mature managed and old-growth boreal mesic forests in southern Finland. *Forest Ecology and Management* 128: 211-225.
- Siitonen, J., Penttilä, R. & Kotiranta, H. 2001. Coarse woody debris, polyporous fungi and saproxylic insects in an old-growth spruce forest in Vodlozero National Park, Russian Karelia. *Ecological Bulletins* 49: 231-242.

- Siitonen, J. ym. 2001b. Vanhojen talousmetsien ja luonnonmetsien rakenteen ja lajiston erot Etelä-Suomessa. Teoksessa: Siitonen, J. (toim.) 2001. Monimuotoinen metsä. Metsäluonnon monimuotoisuuden tutkimusohjelman loppuraportti. Metsäntutkimuslaitoksen tiedonantoja 812. Metsäntutkimuslaitos, Vantaa. 25-53.
- Sillett, S.C., McCune, B., Peck, J.E., Rambo, T.R. & Ruchty, A. 2000. Dispersal limitations of epiphytic lichens result in species dependent on old-growth forests. *Ecological Applications* 10: 789-799.
- Sippola, A.-L. 2001. Forest structure and biodiversity in northern boreal forests: Effects of regeneration cutting on flying beetles and wood-decomposing fungi. *Arktisen keskuksen tiedotteita* 35. Lapin yliopisto, Rovaniemi. 62 s.
- Sippola, A.-L., Siitonen, J. & Kallio, R. 1998. Amount and quality of coarse woody debris in natural and managed coniferous forests near the timberline in Finnish Lapland. *Scandinavian Journal of Forest Research* 13: 204-214.
- Sippola, A.-L. & Renvall, P. 1999. Wood-decomposing fungi and seed-tree cutting: A 40-year perspective. *Forest Ecology and Management* 115: 183-201.
- Sippola, A.-L., Lehesvirta, T. & Renvall, P. 2001. Effects of selective logging on coarse woody debris and diversity of wood-decaying polypores in eastern Finland. *Ecological Bulletins* 49: 243-254.
- Sippola, A.-L., Lehesvirta, T. & Renvall, P. 2002. Metsätalouden vaikutukset kääpälajistoon ja kääpien merkitys luonnon monimuotoisuuden indikaattoreina. Teoksessa Kangas, J., Kokko, A., Jokimäki, J. & Store, R. (toim.). Tutkimuksia ekologisen informaation liittamisestä metsäsuunnitteluun. Metsäntutkimuslaitoksen tiedonantoja 858. Metsäntutkimuslaitos, Kannus. 9-23.
- Sippola, A.-L., Similä, M., Mönkkönen, M. & Jokimäki, J. 2004. Diversity of polyporous fungi (Polyporaceae) in northern boreal forests: effects of forest site type and logging intensity. *Scandinavian Journal of Forest Research* 19: 152-163.
- Thor, G. 1998. Red-listed lichens in Sweden: habitats, threats, protection, and indicator value in boreal coniferous forests. *Biodiversity and Conservation* 7: 59-72.
- Tibell, L. 1992. Crustose lichens as indicators of forest continuity in boreal coniferous forests. *Nordic Journal of Botany* 12:427-450.
- Tikka, P. 2003. Conservation contracts in habitat protection in southern Finland. *Environmental Science & Policy* 6: 271-278.
- Tikka, P., Kauppi, P., Palmroth, S. & Paloniemi, R. 2003. Luonnonsuojelu yksityismailla - Tutkimus- ja kehittämisraportti. *Environmentalica Fennica* 20. Limnologian ja ympäristönsuojelun laitos, Helsingin yliopisto. 49 s.
- Tilman, D., May, R.M., Lehman, C.L. & Nowak, M.A. 1994. Habitat destruction and the extinction debt. *Nature* 371: 65-66.

- Tonteri, T. & Siitonen, J. 2001. Lahopuu talousmetsissä valtakunnan metsien 9. Inventoinnin tulosten mukaan – vertailu luonnonmetsiin. Teoksessa Siitonen, J. (toim.). Monimuotoinen metsä. Metsäluonnon monimuotoisuuden tutkimusohjelman loppuraportti. Metsäntutkimuslaitoksen tiedonantoja 812. Metsäntutkimuslaitos, Vantaa. 57-72.
- Topham, P.B. 1977. Colonization, growth, succession and competition. Teoksessa Seaward, M.R.D. (toim.). Lichen ecology. Academic press, London. 31-68.
- Uliczka, H. & Angelstam, P. 1999. Occurrence of epiphytic macrolichens in relation to tree species and age in managed boreal forest. *Ecography* 22: 396-405.
- Uotila, A., Maltamo, M., Uutera, J. & Isomäki, A. 2001. Stand structure in semi-natural and managed forests in eastern Finland and Russian Karelia. *Ecological Bulletins* 49: 149-158.
- Uotila, A., Kouki, J., Kontkanen, H. & Pulkkinen, P. 2002. Assessing the naturalness of boreal forests in eastern Fennoscandia. *Forest Ecology and Management* 161: 257-277.
- Virkkala, R. 1996. Metsien suojelualueverkon rakenne ja kehittämistarpeet. Suomen ympäristö 16. Suomen ympäristökeskus, Helsinki. 53 s.
- Virkkala, R., Korhonen, K. T., Haapanen, R. & Aapala, K. 2000. Metsien ja soiden suojelutilanne metsä- ja suokasvillisuusvyöhykkeittäin valtakunnan metsien 8. inventoinnin perusteella. Suomen ympäristö 395. Suomen ympäristökeskus & Metsäntutkimuslaitos, Helsinki. 46 s.
- Vitikainen, O., Ahti, T., Kuusinen, M., Lommi, S. & Ulvinen, T. 1997. Checklist of lichens and allied fungi of Finland. *Norrinia* 6. Helsingin yliopiston Luonnontieteellinen keskusmuseo, kasvimuseo, Helsinki. 123 s.
- Ympäristöministeriö. 1999. Metsien suojelupinta-alat. Suojelupinta-alaprojektin raportti. Suomen ympäristö 300. Ympäristöministeriö, Helsinki. 43 s.
- Ympäristöministeriö. 2000. Metsien suojelun tarve Etelä-Suomessa ja Pohjanmaalla. Etelä-Suomen ja Pohjanmaan metsien suojelun tarve-työryhmän mietintö. Suomen ympäristö 437. Ympäristöministeriö, Helsinki. 284 s.
- Ympäristöministeriö. 2002. Etelä-Suomen, Oulun läänin länsiosan ja Lapin läänin lounaisosan metsien monimuotoisuuden turvaamisen toimintaohjelma. Suomen ympäristö 583. Ympäristöministeriö, Helsinki. 56 s.
- Ympäristöministeriö. 2003. Etelä-Suomen metsien monimuotoisuusohjelman luonnonsuojelubiologiset kriteerit. Suomen ympäristö 634. Ympäristöministeriö, Helsinki. 72 s.
- Ympäristöministeriö. 2005. Suojeluohjelmien ja päätösten toteutumistilanne 1.1.2005. Saatavilla [www-muodossa:](http://www.muodossa:) <URL: <http://www.ymparisto.fi/print.asp?contentid=84260&clan=fi>>. (Luettu 19.1.2006).

LIITTEET

LIITE 1

Tutkimuksessa kartoitettu kääpä- ja epifyyttijäkälälajisto.

Kääpälajit		Vanhojen metsien indikaattorit (VMI) ja uhanalaisuus; EN=erittäin uhanalainen, VU=vaarantunut, NT= silmläpöidettävä	Kasvualusta
<i>Antrodia albobrunnea</i> (Romell) Ryvarden	riekonkääpä	VMI, NT	mänty
<i>Antrodia crassa</i> (P. Karst.) Ryvarden	kalkkikääpä	VMI, EN	mäntv
<i>Antrodia heteromorpha</i> (Fr.: Fr.) Donk	väljöpillikääpä		havupuu
<i>Antrodia mellia</i> Niemelä & Penttilä	mesipillikääpä	VMI, VU	haapa, (kuusi, raita)
<i>Antrodia pulvinascens</i> (Pilát) Niemelä	poimukääpä	VMI, VU	haapa, (raita)
<i>Antrodia serialis</i> (Fr.) Donk	rivikääpä		havupuu
<i>Antrodia sinuosa</i> (Fr.) P. Karsten	kelokääpä		havupuu
<i>Antrodia sitchensis</i> (Baxter) Gilb. & Ryvarden	sitkankääpä	VMI, EN	kuusi, mänty
<i>Antrodia xantha</i> (Fr.: Fr.) Ryvarden	katkokääpä		mänty, kuusi, (lehtipuu)
<i>Cerrena unicolor</i> (Bull.: Fr.) Murrill	pörrökääpä		lehtipuu
<i>Daedalea quercina</i> L.: Fr.	sokkelokääpä		tammi
<i>Datronia mollis</i> (Sommerf.: Fr.) Donk	kennokääpä		lehtipuu
<i>Datronia stereoides</i> (Fr.: Fr.) Ryvarden	pikkukennokääpä	VMI, EN	paju, vaivaiskoivu
<i>Fomes fomentarius</i> (L.: Fr.) Fr.	taulukääpä		koivu
<i>Fomitopsis pinicola</i> (Sw.: Fr.) P. Karst.	kantokääpä		havupuu (lehtipuu)
<i>Fomitopsis rosea</i> (Alb. & Schwein.: Fr.) P. Karst.	rusokantokääpä	VMI	kuusi
<i>Ganoderma lipsiense</i> (Batsch) G.F. Atk.	lattakääpä		lehtipuu
<i>Gloeophyllum abietinum</i> (Bull.: Fr.) P. Karst.	helta-aidaskääpä	VMI, NT	havupuu
<i>Gloeophyllum odoratum</i> (Wulfen: Fr.) Imazeki	aniskääpä		kuusi
<i>Gloeophyllum protractum</i> (Fr.) Imazeki	liekokääpä		mänty, (kuusi)
<i>Gloeophyllum sepiarium</i> (Wulfen: Fr.) P. Karst.	aidaskääpä		havupuu
<i>Haploporus odoratus</i> (Sommerf.: Fr.) Bondartsev & Singer	raidantuoksukääpä	VMI, NT	raita
<i>Heterobasidion annosum</i> (Fr.) Bref.	männynjuurikääpä		mänty, (havu-, lehtipuu, pensas)
<i>Heterobasidion parviporum</i> Niemelä & Korhonen	kuusenjuurikääpä		kuusi, (mänty)
<i>Inonotus obliquus</i> (Pers.: Fr.) Pilát	pakurikääpä		koivu
<i>Perenniporia medulla-panis</i> (Jacq.: Fr.) Donk	tammenkerroskääpä	VMI, VU	tammi
<i>Perenniporia subacida</i> (Peck) Donk	korkkikerroskääpä	VMI, NT	kuusi, (mänty, koivu, haapa)
<i>Perenniporia tenuis</i> (Schwein.) Ryvarden	keltakerroskääpä	VMI, EN	lehtipuu
<i>Phellinus alni</i> (Bondartsev) Parmasto	lepänarinakääpä		leppä, (lehtipuu)
<i>Phellinus chrysoloma</i> (Fr.) Donk	kuusenkääpä	VMI	kuusi
<i>Phellinus cinereus</i> (Niemelä) M. Fischer	koivunarinakääpä		koivu
<i>Phellinus conchatus</i> (Pers.: Fr.) Quél	raidankääpä		raita
<i>Phellinus contiguus</i> (Pers.: Fr.) Pat.	konttakääpä	VMI, VU	tyrni
<i>Phellinus ferrugineofuscus</i> (P. Karst.) Bourdot	ruostekääpä	VMI, NT	kuusi
<i>Phellinus ferruginosus</i> (Schröd.: Fr.) Pat.	etelänruostekääpä	VMI, VU	pähkinäpensas, (lehtipuu)
<i>Phellinus hippophaeicola</i> H. Jahn	tyrninkääpä		tyrni
<i>Phellinus igniarius</i> (L.: Fr.) Quél	arinakääpä		lehtipuu
<i>Phellinus laevigatus</i> (P. Karst.) Bourdot & Galzin	levykääpä		koivu
<i>Phellinus loricatus</i> (Jacq. ex Pilát) Pilát	siperiankääpä		lehtikuusi
<i>Phellinus lundellii</i> Niemelä	pikireunakääpä	VMI	koivu, leppä, (lehtipuu)
<i>Phellinus nigricans</i> (Fr.) P. Karst.	sysikääpä		koivu
<i>Phellinus nigrolimitatus</i> (Romell) Bourdot & Galzin	aarnikääpä	VMI	kuusi
<i>Phellinus pini</i> (Brot.: Fr.) A. Ames	Männynkääpä	VMI	mänty
<i>Phellinus populicola</i> Niemelä	haavanarinakääpä		haapa
<i>Phellinus punctatus</i> (P. Karsten) Pilát	kuhmukääpä		lehtipuu
<i>Phellinus ribis</i> (Schumacher: Fr.) P. Karst.	herukankääpä	VMI, NT	herukka, karviainen
<i>Phellinus robustus</i> (P. Karst.) Bourdot & Galzin	tammenkääpä	VMI, VU	tammi
<i>Phellinus tremulae</i> (Bondartsev) Bondartsev & Borisov	haavankääpä		haapa
<i>Phellinus viticola</i> (Schwein.: Fr.) Donk	riukukääpä	VMI	kuusi, (mänty)
<i>Porpomyces mucidus</i> (Pers.: Fr.) Jülich	kolokääpä		havu- ja lehtipuu
<i>Rigidoporus corticola</i> (Fr.) Pouzar	kuorikääpä		lehtipuu
<i>Rigidoporus crocatus</i> (Pat.) Ryvarden	paksukuorikääpä	VMI, CR	havu- ja lehtipuu
<i>Rigidoporus populinus</i> (Schumacher: Fr.) Pouzar	vaahterankääpä		lehtipuu
<i>Skeletocutis borealis</i> Niemelä	limiludekääpä	VMI, EN	raita, pihlaja, (kuusi)
<i>Skeletocutis lenis</i> (P. Karst.) Niemelä	sirppikääpä	VMI, VU	havupuu
<i>Skeletocutis nivea</i> (Jungh.) Jean Keller	lehtoludekääpä		lehtipuu
<i>Skeletocutis stellae</i> (Pilát) Jean Keller	välkkyludekääpä	VMI, VU	kuusi, mänty

		Vanhojen metsien indikaattorit (VMI) ja uhanalaisuus; CR=äärimmäisen uhanalainen, EN=erittäin uhanalainen, VU=vaarantunut, NT= silmailäpidettävä		Kasvualusta
Epifyyttijäkeläläjit				
<i>Acrocordia cavata</i> (Ach.) R. C. Harris	lännepistejäkälä	VMI, CR		lehtipuu
<i>Alectoria sarmentosa</i> (Ach.) Ach.	korpiluppo	VMI		lehti- ja havupuu
<i>Arthonia leucopellaea</i> (Ach.) Almq.	kuusenpiilojäkälä	VMI, VU		kuusi, koivu
<i>Arthonia vinosa</i> Leight.	lahopiilojäkälä	VMI		tammi
<i>Arthothelium ruanum</i> (A. Massal.) Zwackh	ruusujäkälä	VMI, NT		harmaaleppä, jalopuu
<i>Bacidia rubella</i> (Hoffm.) A. Massal.	punakuprujäkälä	VMI, NT		lehtipuu
<i>Biatra</i> sp. Fr.	ruskeiset			havu- ja lehtipuu
<i>Bryoria capillaris</i> (Ach.) Brodo & D. Hawksw.	harmaaluppo			havupuu
<i>Bryoria fremontii</i> (Tuck.) Brodo & D. Hawksw.	kanadanluppo	VMI		mänty, (kuusi); kelo
<i>Bryoria furcellata</i> (Fr.) Brodo & D. Hawksw.	tupsuluppo	VMI		mänty, (kuusi)
<i>Bryoria fuscescens</i> (Gyelnik) Brodo & D. Hawksw.	tummaluppo			havu- ja lehtipuu
<i>Bryoria nadvomikiana</i> (Gyeln.) Brodo & D. Hawksw.	aarniluppo	VMI, NT		havu- ja lehtipuu
<i>Buellia alboatra</i> (Hoffm.) Th. Fr.	härmänyppejäkälä	VMI		lehtipuu
<i>Calicium abietinum</i> Pers.	sysinuppijäkälä	VU		havu- ja lehtipuu
<i>Calicium adaequatum</i> Nyl.	lepännuppijäkälä			lehtipuu
<i>Calicium adpersum</i> Pers.	kelonuppijäkälä	VU		havu- ja lehtipuu
<i>Calicium denigratum</i> (Vain.) Tibell	männynuppijäkälä			mänty
<i>Calicium glaucellum</i> Ach.	härmänuppijäkälä			kelo
<i>Calicium lenticulare</i> Ach.	sumunuppijäkälä			kuusi
<i>Calicium parvum</i> Tibell	pikkunuppijäkälä	VMI		mänty, kuusi
<i>Calicium pinastri</i> Tibell				mänty
<i>Calicium salicinum</i> Pers.	paiunnuppijäkälä			havu- ja lehtipuu
<i>Calicium trabinellum</i> (Ach.) Ach.	kantonuppijäkälä			havu- ja lehtipuu
<i>Calicium viride</i> Pers.	vihernuppijäkälä			havu- ja lehtipuu
<i>Chaenotheca brachypoda</i> (Ach.) Tibell	lahoneulajäkälä	VMI		koivu
<i>Chaenotheca brunneola</i> (Ach.) Müll. Arg.	keloneulajäkälä			havu- ja lehtipuu
<i>Chaenotheca chlorella</i> (Ach.) Müll. Arg.	viherneulajäkälä	VMI, NT		havu- ja lehtipuu
<i>Chaenotheca chrysocephala</i> (Turner ex Ach.) Th. Fr.	keltaneulajäkälä			havu- ja lehtipuu
<i>Chaenotheca cinerea</i> (Pers.) Tibell	harmaaneulajäkälä			lehtipuu
<i>Chaenotheca ferruginea</i> (Turner & Borrer) Mig.	ruosteneulajäkälä			kuusi, mänty; kelo
<i>Chaenotheca furfuracea</i> (L.) Tibell	varjoneulajäkälä			havu- ja lehtipuu
<i>Chaenotheca gracillima</i> (Vain.) Tibell	hentoneulajäkälä	VMI		havu- ja lehtipuu; kelo
<i>Chaenotheca hispidula</i> (Ach.) Zahlbr.	nuijaneulajäkälä			lehtipuu
<i>Chaenotheca laevigata</i> Nadv.	siloneulajäkälä	VMI		havu- ja lehtipuu
<i>Chaenotheca phaeocephala</i> (Turner) Th. Fr.	ruskoneulajäkälä	VMI, VU		havu- ja lehtipuu
<i>Chaenotheca stemonea</i> (Ach.) Müll. Arg.	jauheneulajäkälä	VMI, NT		kuusi
<i>Chaenotheca subroscida</i> (Eitn.) Zahlbr.	kuuseneulajäkälä	VMI		kuusi
<i>Chaenotheca trichialis</i> (Ach.) Th. Fr.	suomuneulajäkälä			havu- ja lehtipuu
<i>Chaenotheca xyloxa</i> Nadv.				havu- ja lehtipuu
<i>Chaenothecopsis</i> sp. (Vain.)	neulakat			havu- ja lehtipuu
<i>Collema flaccidum</i> (Ach.) Ach.	kalliohyttelöjäkälä	VMI		haapa
<i>Collema fragrans</i> (Sm.) Ach.	täplähyttelöjäkälä	VMI, CR		haapa
<i>Collema furfuraceum</i> (Arnold) Du Rietz	raidanhyttelöjäkälä	VMI		haapa
<i>Collema nigrescens</i> (Huds.) DC.	lännehyttelöjäkälä	VMI, CR		lehtipuu
<i>Collema occultatum</i> Bagl.	kätköhyttelöjäkälä	VMI		lehtipuu
<i>Collema subnigrescens</i> Degel.	haavanhyttelöjäkälä	VMI, VU		haapa
<i>Cybebe gracilentia</i> (Ach.) Tibell	varjojäkälä	VMI, VU		kuusi, koivu
<i>Cyphelium inquinans</i> (Sm.) Trevis	harmaanokijäkälä	VMI		kuusi
<i>Cyphelium. tigillare</i> (Ach.) Ach.	keltanokijäkälä	VMI, NT		kelo
<i>Evernia divaricata</i> (L.) Ach.	takkuhankajäkälä	VMI, VU		kuusi
<i>Evernia mesomorpha</i> Nyl.	jauhehankajäkälä	VMI		mäntv
<i>Hypocenomyce anthracophila</i> (Nyl.) P. James & Gotth. Schneid.	kantosuumujäkälä	VMI		mänty; palanut puu
<i>Hypocenomyce castaneocinerea</i> (Räsänen) Timdal		VMI		mänty; palanut puu
<i>Hypogymnia vittata</i> (Ach.) Parrique	kalliopaisukarve	VMI		havu- ja lehtipuu
<i>Icmadophila ericetorum</i> (L.) Zahlbr.	turvejäkälä	VMI		lahopuu
<i>Lecanactis abietina</i> (Ach.) Körb.	kuusenhärmäjäkälä	VMI		kuusi
<i>Lecidea botryosa</i> (Fr.) Th. Fr.	palonystyjäkälä	VMI		mänty; palanut puu
<i>Leptogium saturninum</i> (Dickson) Nyl.	sametikesijäkälä	VMI		lehtipuu
<i>Leptogium subtile</i> (Schrad.) Torss.	hentokesijäkälä	VMI, VU		lehtipuu; kelo
<i>Leptogium teretiusculum</i> (Wallr.) Arnold	sormikesijäkälä	VMI		lehtipuu
<i>Lobaria pulmonaria</i> (L.) Hoffm.	raidankehkojäkälä	VMI		lehtipuu, (kuusi)

Epifyyttijäkälälajit jatkuvat

<i>Lobaria scrobiculata</i> (Scop.) DC.	kalliokeuhkojäkäliä	VMI, NT	lehtipuu
<i>Microcalicium ahneri</i> Tibell	kantoparakka	VMI	havupuu
<i>Microcalicium arenarium</i> (A. Massal.) Tibell	varjoparakka	VMI, NT	havu- ja lehtipuu
<i>Mycobilimbia</i> sp. Rehm	ruskeiset		havu- ja lehtipuu
<i>Mycoblastus sanguinarius</i> (L.) Norman	verikorppejäkäliä		havu- ja lehtipuu
<i>Nephroma arcticum</i> (L.) Torss.	pohjankorvajäkäliä	VMI	lehtipuu
<i>Nephroma bellum</i> (Spreng.) Tuck.	silomunuaisjäkäliä	VMI	lehtipuu, kataja
<i>Nephroma laevigatum</i> Ach.	lännenmunuaisjäkäliä	VMI, EN	lehtipuu
<i>Nephroma parile</i> (Ach.) Ach.	iauhemunuaisjäkäliä	VMI	lehtipuu
<i>Nephroma resupinatum</i> (L.) Ach.	nukkamunuaisjäkäliä	VMI	lehtipuu
<i>Ochrolechia androgyna</i> (Hoffm.) Arnold	jauhekermajäkäliä		havu- ja lehtipuu
<i>Pannaria pezizoides</i> (G. Weber) Trevis.	sammallimijäkäliä	VMI	lahopuu
<i>Parmeliella triptophylla</i> (Ach.) Müll. Arg.	karstaijäkäliä	VMI, NT	lehtipuu
<i>Peltigera aphthosa</i> (L.) Willd.	pilkkunahkajäkäliä	VMI	lehtipuu
<i>Peltigera canina</i> (L.) Willd.	huopannahkajäkäliä	VMI	lehtipuu
<i>Peltigera collina</i> (Ach.) Schrad.	varjonahkajäkäliä	VMI, NT	havu- ja lehtipuu
<i>Peltigera leucophebia</i> (Nyl.) Gvelnik	ahonahkajäkäliä	VMI	lehtipuu
<i>Peltigera praetextata</i> (Sommerf.) Zopf	karstannahkajäkäliä	VMI	lehtipuu
<i>Pertusaria hemisphaerica</i> (Flörke) Erichsen	ialolaikkajäkäliä	VMI, VU	lehtipuu
<i>Psilolechia clavulifera</i> (Nyl.) Coppins	siimesruskeinen	VMI, NT	lehtipuu
<i>Pyrrhospora elabens</i> (Fr.) Hafellner	kelonvstviäkäliä	VMI	lahopuu
<i>Pyrrhospora quereana</i> (Dicks.) Körb.	tammennystviäkäliä	VMI, VU	lähinnä jalopuu
<i>Ramalina fastigiata</i> (Pers.) Ach.	nappirustoiäkäliä	VMI	lähinnä jalopuu
<i>Ramalina fraxinea</i> (L.) Ach.	isorustoiäkäliä	VMI	lehtipuu
<i>Sclerophora coniothaea</i> (Norman) J. Mattsson & Middelb.	härnähuuhmarjäkäliä	VMI, NT	lehtipuu
<i>Sclerophora farinacea</i> (Chevall.) Chevall.	jauhehuuhmarjäkäliä	VMI, CR	havu- ja lehtipuu
<i>Sclerophora nivea</i> (Hoffm.) Tibell		VMI, VU	lehtipuu
<i>Sclerophora peronella</i> (Ach.) Tibell	koivunhuuhmarjäkäliä	VMI, VU	lehtipuut
<i>Usnea barbata</i> (L.) F.H. Wigg.	partanaava	VMI, NT	havu- ja lehtipuu
<i>Usnea filipendula</i> Stirt.	riippunaava		havu- ja lehtipuu
<i>Usnea hirta</i> (L.) F.H. Wigg.	tupsunaava		havu- ja lehtipuu
<i>Usnea longissima</i> Ach.	rihmanaava		havu- ja lehtipuu
<i>Usnea subfloridana</i> Stirt.	tukkanaava		havu- ja lehtipuu
<i>Vulpicida juniperina</i> (L.) J.-E. Mattsson & M.J. Lai	katajanröyhlejä	VMI	kataja

LIITE 2

Kääpä- ja epifyyttijäkälä-, lahopuu- ja elävän puun muuttujien vertailun testitulokset. Testeinä olivat yksisuuntainen parametrisen varianssianalyysi (F) ja Kruskalin-Wallisin yksisuuntainen varianssianalyysi (χ^2) sekä parittaisissa vertailuissa LSD-testi ja Mannin-Whitney U-testi. Tilastollisesti merkitsevät tulokset on merkitty tähdellä (*p<0.05, **p<0.001).

Muuttuja	Selitys	Testisuure	Testisuureen arvo	Df	P	Kategorioiden vertailu, p-arvot				
						Lak-Tal	Lak-Eisop	Lak-Pot	Tal-Eisop	Tal-Pot
Koko lahopuusto		F	4.633	3	0.008*		0.014*			0.019*
Pystypuusto (AS2, AS3)	Pystypuu, konkelo, pötkelö	F	7.740	3	0.001*	0.003*	0.002*			0.002*
Maapuusto (AS1, AS4, AS5, AS6, AS7, AS8)	maapuu, luonnontilainen oksa, luonnontilainen ja sahattu kanto, sahattu pätkä, hakkuutähteet	F	2.350	3	0.091					0.001*
Mäntylahopuu		F	1.500	3	0.233					
Kuusilahopuu		F	3.350	3	0.031*					0.010*
Lehtilahopuut		F	1.469	3	0.241					0.013*
MA1	vasta kuollut	Liian vähän havaintoja.								
MA2	kova puu	F	4.407	3	0.011*					0.014*
MA3	osittain laho	F	0.710	3	0.553					0.001*
MA4	suureksi osaksi laho	F	3.745	3	0.021*					0.023*
MA5	täysin laho	F	2.092	3	0.121					0.003*
MA6	kelo	χ^2	6.868	3	0.076					
Summa MA126	kovat lahopuut	F	3.910	3	0.017*					0.015*
Summa MA45	lahoimmat puut	F	2.909	3	0.050					0.041*
Variaatiokerroin	Vaihtelu maatumisasteluokissa	χ^2	3.096	3	0.377					0.019*
AS1	Maapuu	F	3.592	3	0.024*					0.013*
AS2	Pystypuu ja konkelo	F	5.102	3	0.005*	0.040*	0.015*			0.012*
AS3	Pötkelö	F	4.838	3	0.007*	0.003*	0.014*			0.008*
AS4	Luonnontilainen oksa	F	3.788	3	0.020*	0.008*	0.006*	0.030*		0.013*
AS5	Luonnontilainen kanto	F	0.658	3	0.584					
AS6	Sahattu kanto	F	0.222	3	0.880					
AS7	Sahattu pätkä	χ^2	9.888	3	0.020*	0.014*	0.014*	0.05		
AS8	Hakkuutähteet	F	0.745	3	0.533					
Summa AS678	Ihmisen tuottama lahopuu	F	1.291	3	0.294					
LM1	Lahopuu, RKL < 9,9 cm	F	3.841	3	0.019*					0.002*
LM2	Lahopuu, RKL 10-19,9 cm	F	3.222	3	0.036*	0.039*				0.024*
LM3	Lahopuu, RKL 20-29,9 cm	F	3.811	3	0.019*					0.007*
LM4	Lahopuu, RKL 30-39,9 cm	F	1.542	3	0.223					0.006*
LM5	Lahopuu, RKL 40-49,9 cm	χ^2	0.411	3	0.938					
LM6	Lahopuu, RKL > 50 cm	χ^2	1.958	3	0.581					
Summa LM12	Lahopuu, RKL < 20 cm	F	4.507	3	0.010*		0.035*			0.013*
Summa LM456	Lahopuu, RKL > 30 cm	F	0.944	3	0.431					0.002*

Kääpä-, epifyyttijäkälä-, lahopuu- ja elävän puuston muuttujien väliset korrelaatiot koko aineistolle. Korrelaatiot on mitattu Spearmanin järjestyskorrelaatiokertoimella (r_s). Tilastollisesti merkitsevät korrelaatiot on merkitty tähdellä (* $p < 0.05$, ** $p < 0.001$).

Muuttuja	Selitys	Spearmanin järjestyskorrelaatiokerroin (r_s)							
		Kääpälajit	Kääpä-havainnot	Indikaattori-kääpälajit	Indikaattori-kääpä-havainnot	Epifyyttijäkälälajit	Epifyyttijäkälä-havainnot	Indikaattori-jäkälälajit	Indikaattori-jäkälä-havainnot
Elävät männyt		-0.079	-0.067	-0.146	-0.134	-0.115	-0.114	0.069	0.104
Elävät kuuset		0.145	0.155	0.428*	0.432*	0.487*	0.638**	0.211	0.119
Elävät koivut		0.368*	0.557**	-0.135	-0.135	-0.085	-0.114	-0.198	-0.098
Elävät haavat		0.390*	0.214	0.240	0.251	0.221	0.133	0.113	0.031
Elävät havupuut		-0.023	-0.012	0.424*	0.431*	0.388*	0.497*	0.171	0.090
Elävät lehtipuut		0.461*	0.505*	0.046	0.054	0.016	-0.101	-0.102	-0.062
Elävät lehtipuut LM2	Elävät lehtipuut, rinnankorkeusläpimitta (RKL) 10-19,9 cm	0.223	0.374*	-0.161	-0.160	-0.181	-0.243	-0.232	-0.144
Elävät lehtipuut LM3	Elävät lehtipuut, RKL 20-29,9 cm	0.347*	0.462*	0.002	-0.003	0.110	0.037	-0.086	-0.024
Elävät lehtipuut LM4	Elävät lehtipuut, RKL 30-39,9 cm	0.546*	0.366*	0.134	0.154	0.124	0.164	0.074	-0.031
Elävät lehtipuut LM5	Elävät lehtipuut, RKL 40-49,9 cm	0.480*	0.307	0.265	0.272	0.139	0.181	0.110	0.052
Elävät lehtipuut LM6	Elävät lehtipuut, RKL > 50 cm	0.155	-0.062	0.200	0.186	0.136	0.112	-0.016	-0.115
Elävät järeät lehtipuut LM456	Elävät järeät lehtipuut, RKL > 30 cm	0.579**	0.339*	0.256	0.271	0.180	0.193	0.107	0.013
Koko lahopuusto		0.408*	0.381*	0.146	0.162	0.315	0.356*	0.112	0.089
Pystypuusto (AS2, AS3)	Pystypuu, konkelo, pötkelö	0.435*	0.441*	0.232	0.249	0.266	0.318	0.178	0.209
Maapuusto (AS1, AS4, AS5, AS6, AS7, AS8)	maapuu, luonnontilainen oksa, luonnontilainen ja sahattu kanto, sahattu pätkä, hakkuutähteet	0.345*	0.333*	0.097	0.108	0.251	0.296	0.071	0.037
Mäntylahopuu		0.223	0.288	-0.003	0.016	0.085	0.035	0.237	0.263
Kuusilahopuu		0.198	0.168	0.254	0.263	0.323	0.394*	0.180	0.051
Lehtilahopuu		0.255	0.414*	-0.284	-0.285	0.065	0.076	-0.148	-0.120

Muuttuja	Selitys	Spearmanin järjestyskorrelaatiokerroin (r_s)							
		Kääpälajit	Kääpä-havainnot	Indikaattori-kääpälajit	Indikaattori-kääpä-havainnot	Epifyytti-jäkälälajit	Epifyytti-jäkälä-havainnot	Indikaattori-jäkälälajit	Indikaattori-jäkälä-havainnot
MA1	vasta kuollut	0.020	-0.056	0.059	0.049	0.113	0.03	0.133	0.251
MA2	kova puu	0.349*	0.325	0.202	0.211	0.164	0.258	0.050	0.065
MA3	osittain laho	0.336*	0.426*	-0.298	-0.282	0.182	0.280	-0.002	0.043
MA4	suureksi osaksi laho	0.375*	0.322	0.113	0.130	0.249	0.331*	0.160	0.164
MA5	täysin laho	0.409*	0.383*	0.076	0.077	0.418*	0.440*	0.221	0.295
MA6	kelo	0.466*	0.323	0.242	0.260	0.387*	0.263	0.444*	0.439*
Summa MA126	kovat lahopuut	0.428*	0.401*	0.278	0.294	0.311	0.336*	0.192	0.180
Summa MA45	lahoimmat puut	0.398*	0.343*	0.113	0.125	0.325	0.358*	0.204	0.217
AS1	Maapuu	0.402*	0.372*	0.153	0.163	0.365*	0.404*	0.157	0.132
AS2	Pystypuu ja konkelo	0.413*	0.423*	0.194	0.213	0.207	0.241	0.16	0.191
AS3	Pötkelö	0.324	0.402*	0.110	0.094	0.305	0.397*	0.065	0.133
AS4	Luonnontilainen oksa	0.342*	0.450*	-0.140	-0.120	0.024	-0.035	0.021	0.026
AS5	Luonnontilainen kanto	0.221	0.332*	0.154	0.164	0.386*	0.396*	0.081	0.109
AS6	Sahattu kanto	-0.027	-0.129	-0.042	-0.054	-0.061	0.103	0.133	0.226
AS7	Sahattu pätkä	-0.036	-0.123	-0.121	-0.127	-0.340*	-0.222	-0.230	-0.213
AS8	Hakkuutähteet	-0.114	-0.209	-0.201	-0.205	-0.330*	-0.281	-0.184	-0.151
Summa AS678	Ihmisen tuottama lahopuu	-0.096	-0.243	-0.075	-0.087	-0.151	-0.025	0.039	0.061
LM1	Lahopuu, RKL < 9,9 cm	0.307	0.352*	0.058	0.061	-0.096	-0.019	-0.198	-0.221
LM2	Lahopuu, RKL 10-19,9 cm	0.472*	0.461*	0.221	0.234	0.357*	0.392*	0.158	0.108
LM3	Lahopuu, RKL 20-29,9 cm	0.297	0.287	0.028	0.018	0.323	0.450*	0.225	0.226
LM4	Lahopuu, RKL 30-39,9 cm	0.146	0.068	0.108	0.116	0.369*	0.449*	0.305	0.427*
LM5	Lahopuu, RKL 40-49,9 cm	-0.025	-0.031	0.057	0.072	0.003	0.108	0.050	0.145
LM6	Lahopuu, RKL > 50 cm	-0.052	-0.036	-0.187	-0.187	-0.327	-0.358*	-0.219	-0.171
Summa LM12	Lahopuu, RKL < 20 cm	0.452*	0.517*	0.184	0.198	0.275	0.322	0.028	0.010
Summa LM456	Lahopuu, RKL > 30 cm	0.066	0.069	0.028	0.046	0.322	0.360*	0.205	0.266
Koealojen pinta-ala		0.452*	0.475*	-0.106	-0.105	0.022	0.268	0.085	0.290
Jäkälälajit		0.333*	0.324	0.312	0.318			0.696**	0.666**
Jäkälähavainnot		0.396*	0.362*	0.246	0.253			0.530*	0.579**

Eri lahoppuuntuuttujen tilavuuden (m³/ha) keskiarvo ja keskihajonta eri kategorioissa. Kategorioiden keskinäinen järjestys kertoo tilavuuksien keskiarvojen erot kategorioiden kesken. > tarkoittaa että edeltävässä kategoriassa kyseisen muuttujan arvo on suurempi ja >> että edeltävässä kategoriassa muuttujan arvo on huomattavasti suurempi. Pystypuusto sisältää pystypuu- ja pötkelömuuttujat (AS2 ja AS3) ja maapuusto maapuut, luonnontilaiset oksat, luonnontilaiset ja sahatut kannot, sahatut pätäkät ja hakkuutähteet (AS1, AS4, AS5, AS6, AS7 ja AS8).

	Kategorioiden keskinäinen järjestys	Lak	Tal	Eisop	Pot
Koko lahoppuusto	P > L >> S > T	31,9 ± 34,3	11,3 ± 8,2	8,8 ± 7,1	40,5 ± 36,2
Pystypuusto	P > L >> T > S	13,1 ± 15,8	2,3 ± 1,4	3,1 ± 4,5	13,5 ± 11,8
Maapuusto	P > L >> T > S	18,8 ± 30,1	9,0 ± 8,3	5,7 ± 3,6	27,0 ± 31,1
Mänty	L >> P > T > S	9,86 ± 17,3	1,98 ± 1,6	1,35 ± 1,9	3,55 ± 4,4
Kuusi	P > L >> S > T	15,27 ± 28,4	3,02 ± 3,1	4,77 ± 6,8	27,49 ± 33,2
Lehtipuut	P > L > T > S	6,223 ± 4,6	5,722 ± 6,2	2,121 ± 2,0	8,246 ± 13,0
MA1	S	0	0	0,2 ± 0,6	0
MA2	P >> L > T > S	8,7 ± 5,8	7,4 ± 8,1	4,7 ± 4,4	24,4 ± 23,2
MA3	P > L > T > S	4,2 ± 6,6	2,1 ± 3,6	1,9 ± 1,9	4,6 ± 6,8
MA4	P >> L > T > S	1,4 ± 1,1	1,0 ± 1,3	0,4 ± 0,6	5,3 ± 8,5
MA5	L >> P > S > T	10,9 ± 30,0	0,3 ± 0,3	0,7 ± 1,0	1,7 ± 1,1
MA6	L > P >> S > T	6,7 ± 15,4	0,4 ± 0,7	0,9 ± 0,8	4,4 ± 4,9
Maapuu	L > P >> T > S	16,5 ± 30,2	4,4 ± 7,6	2,7 ± 2,7	16,3 ± 13,3
Pystypuu ja konkelo	L > P >> S > T	10,3 ± 16,4	1,9 ± 1,4	2,4 ± 3,9	9,9 ± 7,7
Pötkelö	P > L >> S > T	2,8 ± 2,0	0,4 ± 0,3	0,8 ± 0,8	3,6 ± 5,4
Luonnontilainen oksa	L > P > T > S	0,8 ± 0,8	0,2 ± 0,1	0,2 ± 0,2	0,3 ± 0,2
Luonnontilainen kanto	P > L > T > S	0,6 ± 0,7	0,6 ± 1,2	0,2 ± 0,5	0,7 ± 1,0
Sahattu kanto	P > L > T > S	0,8 ± 1,0	1,2 ± 1,6	1,3 ± 1,5	1,5 ± 2,2
Sahattu pätäkä	P > T > S	0	2,3 ± 2,9	0,9 ± 1,4	7,6 ± 22,0
Hakkuutähteet	P > S > T	0	0,2 ± 0,2	0,4 ± 0,9	0,5 ± 1,4
< 9,9 cm	P > L > T > S	5,1 ± 1,7	4,8 ± 2,2	3,5 ± 1,8	7,4 ± 3,6
10-19,9 cm	P > L > S > T	6,5 ± 4,4	2,3 ± 2,8	2,4 ± 2,9	10,1 ± 9,7
20-29,9 cm	P >> L > T > S	3,6 ± 6,3	0,9 ± 1,1	0,9 ± 1,0	13,5 ± 18,8
30-39,9 cm	P >> T > S > L	0,8 ± 0,7	2,4 ± 5,5	1,6 ± 3,3	9,0 ± 14,9
40-49,9 cm	L >> T > P > S	6,2 ± 15,6	0,6 ± 1,0	0,3 ± 0,3	0,5 ± 1,1
> 50 cm	L >> T > S	9,8 ± 29,5	0,2 ± 0,3	0,1 ± 0,4	0